



Evaluation de l'impact d'un centre de stockage de déchets sur la qualité de l'air : approche par méthodes statistiques et modélisation déterministe

Caroline Riesenmey

► To cite this version:

Caroline Riesenmey. Evaluation de l'impact d'un centre de stockage de déchets sur la qualité de l'air : approche par méthodes statistiques et modélisation déterministe. Sciences de l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 2008. Français. NNT : 2008EMSE0008 . tel-00777186

HAL Id: tel-00777186

<https://theses.hal.science/tel-00777186>

Submitted on 17 Jan 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



N° d'ordre : 473 SGE

THESE
présentée par

Caroline RIESENMEY

Pour obtenir le grade de Docteur
de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne

Spécialité : Sciences et Génie de l'Environnement

*Evaluation de l'impact d'un centre de stockage de déchets
sur la qualité de l'air : approche par méthodes statistiques
et modélisation déterministe*

Soutenue à Saint-Etienne le 28 mars 2008

Membres du jury

Président :	Jean-Marc CHOVELON	Professeur, Université Claude Bernard de Lyon
Rapporteurs :	Johannes JAGER Claude KERGOMARD	Professeur, Technische Universität Darmstadt Professeur, Ecole Normale Supérieure de Paris
Examineurs :	Philip LONGHURST Charles CHEMEL	Docteur, Cranfield University Docteur, University of Hertfordshire
Directeurs de thèse :	Didier GRAILLOT Mireille BATTON-HUBERT	Directeur de recherche, ENSM-SE Docteur-HDR, ENSM-SE
Invités:	Christiane DUFOUR-MEDOU Thomas LAGIER	Ingénieur Environnement, SITA FD Responsable « stockage », VEOLIA CREED

■ Spécialités doctorales :

SCIENCES ET GENIE DES MATERIAUX
 MECANIQUE ET INGENIERIE
 GENIE DES PROCEDES
 SCIENCES DE LA TERRE
 SCIENCES ET GENIE DE L'ENVIRONNEMENT
 MATHEMATIQUES APPLIQUEES
 INFORMATIQUE
 IMAGE, VISION, SIGNAL
 GENIE INDUSTRIEL
 MICROELECTRONIQUE

Responsables :

J. DRIVER Directeur de recherche – Centre SMS
A. VAUTRIN Professeur – Centre SMS
G. THOMAS Professeur – Centre SPIN
B. GUY Maître de recherche – Centre SPIN
J. BOURGOIS Professeur – Centre SITE
E. TOUBOUL Ingénieur – Centre G2I
O. BOISSIER Professeur – Centre G2I
JC. PINOLI Professeur – Centre CIS
P. BURLAT Professeur – Centre G2I
Ph. COLLOT Professeur – Centre CMP

■ Enseignants-chercheurs et chercheurs autorisés à diriger des thèses de doctorat (titulaires d'un doctorat d'Etat ou d'une HDR)

BATTON-HUBERT	Mireille	MA	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BENABEN	Patrick	PR 2	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
BERNACHE-ASSOLANT	Didier	PR 1	Génie des Procédés	CIS
BIGOT	Jean-Pierre	MR	Génie des Procédés	SPIN
BILAL	Essaïd	DR	Sciences de la Terre	SPIN
BOISSIER	Olivier	PR 2	Informatique	G2I
BOUCHER	Xavier	MA	Génie Industriel	G2I
BOUDREL	Marie-Reine	MA	Sciences de l'inform. & com.	DF
BOURGOIS	Jacques	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BRODHAG	Christian	MR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BURLAT	Patrick	PR 2	Génie industriel	G2I
CARRARO	Laurent	PR 1	Mathématiques Appliquées	G2I
COLLOT	Philippe	PR 1	Microélectronique	CMP
COURNIL	Michel	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
DAUZERE-PERES	Stéphane	PR 1	Génie industriel	CMP
DARRIEULAT	Michel	ICM	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DECHOMETS	Roland	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
DESRAYAUD	Christophe	MA	Mécanique & Ingénierie	SMS
DELAFOSSÉ	David	PR 2	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DOLGUI	Alexandre	PR 1	Génie Industriel	G2I
DRAPIER	Sylvain	PR 2	Mécanique & Ingénierie	CIS
DRIVER	Julian	DR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
FOREST	Bernard	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CIS
FORMISYN	Pascal	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
FORTUNIER	Roland	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CMP
FRACZKIEWICZ	Anna	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GARCIA	Daniel	CR	Génie des Procédés	SPIN
GIRARDOT	Jean-Jacques	MR	Informatique	G2I
GOEURLOT	Dominique	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GOEURLOT	Patrice	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GRAILLOT	Didier	DR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
GROSSEAU	Philippe	MR	Génie des Procédés	SPIN
GRUY	Frédéric	MR	Génie des Procédés	SPIN
GUILHOT	Bernard	DR	Génie des Procédés	CIS
GUY	Bernard	MR	Sciences de la Terre	SPIN
GUYONNET	René	DR	Génie des Procédés	SPIN
HERRI	Jean-Michel	PR 2	Génie des Procédés	SPIN
KLOCKER	Helmut	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
LAFOREST	Valérie	CR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
LI	Jean-Michel	EC (CCI MP)	Microélectronique	CMP
LONDICHE	Henry	MR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
MOLIMARD	Jérôme	MA	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
MONTHEILLET	Frank	DR 1 CNRS	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
PERIER-CAMBY	Laurent	PR1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Christophe	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Michèle	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PINOLI	Jean-Charles	PR 1	Image, Vision, Signal	CIS
STOLARZ	Jacques	CR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
SZAFNICKI	Konrad	CR	Sciences de la Terre	SITE
THOMAS	Gérard	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
VALDIVIESO	François	MA	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
VAUTRIN	Alain	PR 1	Mécanique & Ingénierie	SMS
VIRICELLE	Jean-Paul	MR	Génie des procédés	SPIN
WOLSKI	Krzysztof	CR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
XIE	Xiaolan	PR 1	Génie industriel	CIS

Glossaire :

PR 1 Professeur 1^{ère} catégorie
 PR 2 Professeur 2^{ème} catégorie
 MA(MDC)Maître assistant
 DR (DR1) Directeur de recherche
 Ing. Ingénieur
 MR(DR2) Maître de recherche
 CR Chargé de recherche
 EC Enseignant-chercheur
 ICM Ingénieur en chef des mines

Centres :

SMS Sciences des Matériaux et des Structures
 SPIN Sciences des Processus Industriels et Naturels
 SITE Sciences Information et Technologies pour l'Environnement
 G2I Génie Industriel et Informatique
 CMP Centre de Microélectronique de Provence
 CIS Centre Ingénierie et Santé

REMERCIEMENTS

Les travaux présentés dans ce rapport ont été réalisés au centre Science, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE) de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et au Centre for Resource Management & Efficiency de l'Université de Cranfield (UK).

En premier lieu, je tiens à remercier Messieurs Johannes JAGER, Professeur à la Technische Universität Darmstadt (Allemagne) et Claude KERGOMARD, Professeur à l'Ecole Normale Supérieure de Paris, pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail en acceptant d'en être les rapporteurs.

Je remercie Monsieur Jean-Marc CHOVELON, Professeur à l'Université Claude Bernard de Lyon, d'avoir accepté d'être le président du jury de cette thèse.

J'adresse mes plus sincères remerciements à Didier GRAILLOT, Directeur de Recherche et directeur du centre SITE, Mireille BATTON-HUBERT, Maître-assistant HDR, et Hervé VAILLANT, ingénieur de recherche au centre SITE, pour m'avoir permis de réaliser cette thèse, ainsi que pour leur soutien et leurs conseils tout au long de ce travail.

Je souhaite également remercier très sincèrement Charles CHEMEL, Research Fellow au Centre for Atmospheric and Instrumentation Research de l'University of Herfordshire (UK) et Philip LONGHURST, Directeur du Centre for Resource Management & Efficiency de Cranfield University (UK), pour leur soutien, la disponibilité dont ils ont toujours fait preuve à mon égard, leur aide très précieuse, l'ensemble des moyens qu'ils ont pu mettre à ma disposition, et sans qui beaucoup de travaux présentés ici n'auraient pu être réalisés.

Je voudrais remercier Monsieur Christian CYRKLEWSKI et Madame Christiane DUFOUR-MEDOU pour m'avoir laissé accéder à leur site et m'avoir fourni les données nécessaires à ce travail.

Mes remerciements iront également à Monsieur Thomas LAGIER, responsable du pôle « stockage » au Centre de Recherche de Veolia Environnement, pour l'intérêt qu'il porte à ce travail en acceptant de participer au jury.

Je remercie tout particulièrement Jean-Louis LABROSSE pour avoir accepté d'effectuer gracieusement les mesures GC/MS sur le site, ainsi que Rodica CHIRIAC et Jean CARRE pour m'avoir permis d'accéder aux résultats de leurs analyses.

Je tiens à remercier la Région Rhone-Alpes pour avoir financé mon séjour à l'Université de Cranfield. Je remercie également Monsieur Simon POLLARD, Head of Sustainable System Department de l'Université de Cranfield, pour m'avoir permis de réaliser une partie de ma thèse au sein de sa structure.

J'adresse également mes sincères remerciements à Monsieur Jean-Pierre CHOLLET, Directeur du Laboratoire des Ecoulements Géophysiques et Industriels de l'UJF-Grenoble, pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail et pour les moyens qu'il a mis à ma disposition pour réaliser ce travail.

Je tiens également à remercier Emmanuel GAILLARD, doctorant à l'EMSE, qui a été très présent à mes côtés en début de thèse et m'a aidé à poser les bases de ce travail, Philip RUBINI, Senior Lecturer à Cranfield University, pour m'avoir initié à Fluent lors de mon séjour à Cranfield, et Eric PIATYSZEK pour son soutien et son aide très précieuse sur la partie «analyse de données et statistiques ».

Je remercie également toutes les personnes du centre SITE et du centre RME pour leur aide et leur soutien tout au long de ce travail et pour tous les très bons moments passés en leur compagnie.

Enfin, un grand merci à toutes les personnes qui m'auront encouragée et soutenue tout au long de ces trois années...

RESUME

Les Centres de Stockage de Déchets (CSD) ménagers et assimilés peuvent avoir des impacts importants sur la qualité de l'air à proximité. Cependant, ces impacts restent difficiles à évaluer avec les outils classiquement utilisés en pollution de l'air. Ceci est dû à différentes particularités propres aux CSD : la source d'émission (surfacique, passive, située parfois dans une zone en relief, ...), le type de pollution (olfactive) et l'échelle spatio-temporelle du phénomène (pics de pollution relativement courts et ne touchant qu'une zone restreinte autour du site).

Après une mise en évidence des liens entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air, trois types d'outils ont été élaborés et testés successivement afin d'évaluer cette pollution :

- Un tunnel de vent pour quantifier les émissions : le principal inconvénient de cet outil couramment utilisé est la forte dépendance des résultats aux conditions de mesure et au type de tunnel utilisé. Une modélisation, avec le logiciel Fluent, des échanges sol / air et des écoulements dans différents types de tunnel permet d'évaluer l'incertitude de la mesure liée à l'utilisation du tunnel.
- Un modèle de dispersion : le modèle météorologique à très fine échelle ARPS (Advanced Regional Prediction System) a été couplé à un modèle de dispersion eulérien afin de représenter la météorologie locale sur le site et la dispersion des polluants avec une grande résolution (100 m). Le modèle a été testé et validé sur un CSD situé dans une zone présentant un relief important pour des conditions météorologiques particulièrement favorables aux épisodes de pollution.
- Un outil de quantification de l'exposition des populations : un Systèmes d'Information Géographique (SIG) permet d'évaluer l'exposition par la superposition et le croisement des contours du panache (obtenus dans la deuxième étape) et des cartes de densité de population afin d'obtenir des cartes d'exposition.

L'ensemble de la chaîne présentée ci-dessus quantifie l'exposition d'une population aux émissions d'un CSD en tenant compte des conditions météorologiques et des modifications du relief à long terme liées au stockage des déchets.

Mots clefs : qualité de l'air, odeur, CSD, émission surfacique, dispersion, exposition.

SUMMARY

Municipal Solid Waste (MSW) landfills may lead to strong impacts on air quality in surrounding communities. However these impacts remain difficult to assess with tools that are commonly used to study air pollution. It could be explained by specificities peculiar to MSW landfills: the source (area, passive, sometimes located in a complex terrain ...), the type of pollution (odour) and the scale in space and time of the phenomenon (short peaks of pollution located closed to the source).

After having highlighted links between meteorological conditions and air quality, three tools have been successively developed and tested to assess this pollution:

- A wind tunnel to quantify emissions: the principal disadvantage of this tool currently used is the strong dependence of the results with conditions of measurements and hood shape. A model using Fluent software has been created to simulate soil/air exchanges and flows inside different hood shapes in order to assess the reliability of the measurements depending of the type of tunnel.

- A dispersion model: the full meteorological model ARPS (Advanced Regional Prediction System) was coupled to an eulerian dispersion model in order to simulate local meteorology and pollutants dispersion with a high resolution (100 m). The model was tested and validated on a landfill site located in a complex terrain for weather conditions favourable to pollution events.

- A tool to quantify population exposure: this tool uses Geographical Information System (GIS) software to assess population exposure by superimposition of maps of pollution plume (obtained from the second step) and maps of population density.

The global method composed by the previous steps leads to an accurate assessment of population exposure to MSW landfill sites: it takes into account meteorological conditions and long-term modification of the terrain.

Key words : air quality, odour, landfill, area emission, dispersion, population exposure.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1. Le stockage des déchets : quel impact sur la qualité de l'air ?	5
1.1. Enjeux et contraintes environnementales du stockage des déchets non dangereux	5
1.1.1. Les déchets : rappel de quelques définitions et chiffres clefs	6
1.1.2. Fonctionnement d'un centre de stockage de déchets non dangereux	9
1.1.3. Nécessité d'évaluer l'impact d'un CSD	12
1.2. Les centres de stockage de déchets : une pollution spécifique.....	13
1.2.1. L'odeur : un type d'impact particulier.....	13
1.2.2. Identification des sources d'émission.....	19
1.2.3. Dispersion des polluants en terrain vallonné.....	20
1.3. Différentes méthodes d'évaluation des impacts des csd sur la qualité de l'air	23
1.3.1. Etat de la recherche internationale sur cette problématique	23
1.3.2. Méthodes d'évaluation de l'impact d'un CSD sur la qualité de l'air : état de l'art	24
1.3.3. Domaines de recherche liés à la pollution atmosphérique des CSD.....	27
1.3.4. Méthodologie proposée	29
CHAPITRE 2. Identification des indicateurs caractérisant la qualité de l'air autour des CSD	33
2.1. Différents indicateurs possibles	33
2.2. Description des sites tests et de leurs caractéristiques	36
2.2.1. Description du centre de stockage français	36
2.2.2. Description des centres de stockage étudiés en Angleterre	40
2.3. Choix et évaluation des indicateurs de qualité de l'air	43
2.3.1. Comparaison des plaintes avec les mesures de concentration en COV sur le site français	44
2.3.2. Choix du composé traceur des émissions du site français	46
2.3.3. Etude de la complémentarité des plaintes avec les relevés d'odeurs par un jury de riverains	47
2.3.4. Discussion et conclusion	50
CHAPITRE 3. Analyses statistiques des relations entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air.....	53
3.1. Etude des corrélations entre la qualité de l'air, la météorologie et les paramètres décrivant l'exploitation du site	53
3.1.1. Méthodologie	53
3.1.2. Résultats	54
3.2. Analyse des relations entre qualité de l'air et conditions météorologiques.....	57
3.2.1. Choix des variables représentatives	58
3.2.2. Méthode d'analyse des relations entre les types de temps et la qualité de l'air.....	62
3.2.3. Identification des conditions météorologiques favorables aux épisodes de pollution : résultats suivant les différentes données météorologiques utilisées.....	63
3.2.4. Analyse spatiale des relations entre météorologie et qualité de l'air.....	70
3.3. Analyse des relations entre météorologie et qualité de l'air sur les sites anglais	71
3.4. Prévision de la qualité de l'air du lendemain à partir des données météorologiques de la journée	76
3.4.1. Présentation de la méthode de calcul prévisionnel de la qualité de l'air à un jour	76
3.4.2. Application de la méthode de prévision sur le site français	77
3.5. Résumé des différentes analyses et discussion	79
3.5.1. Analyse des différents paramètres influents sur la qualité de l'air autour d'un site	79
3.5.2. Analyse par typologie des liens entre conditions météorologiques et qualité de l'air	80
3.5.3. Evaluation de la méthode globale et perspective.....	82
3.6. Résumé et conclusion	84

CHAPITRE 4. Evaluation des émissions atmosphériques	87
4.1. Evaluation des émissions surfaciques passives au niveau des alveoles au moyen d'un tunnel de vent	87
4.1.1. Intérêts et problématique liés à l'utilisation des tunnels de vent pour mesurer des émissions surfaciques.....	87
4.1.2. Présentation du modèle évaluant le biais lié à l'utilisation d'un tunnel de vent dans les mesures d'émission	93
4.1.3. Validation du modèle	97
4.1.4. Analyse de l'influence du débit et de la forme du tunnel sur l'émission.....	102
4.1.5. Mesures sur site d'émissions d'odeurs sur une alvéole.....	110
4.1.6. Discussion	114
4.2. Evaluation des émissions au niveau du lieu de déversement des déchets par mesures des concentrations du composé « traceur »	116
4.2.1. Mesures de concentration en toluène sur le site français.....	116
4.2.2. Identification d'un profil d'émission à partir des mesures par prélèvement dynamique.....	117
4.2.3. Conclusion.....	120
CHAPITRE 5. Modélisation de la dispersion	123
5.1. Présentation de différents types de modèles existants et choix du modèle ARPS.....	123
5.1.1. Eléments sur les principaux modèles existants.....	123
5.1.2. Justification du choix de ARPS et description du code.....	127
5.1.3. Première validation de ARPS : évaluation de la modélisation des conditions météorologiques sur le site français	128
5.2. Modélisation du type de temps anticyclonique estival avec ARPS	132
5.2.1. Préparation des données d'entrée du modèle	132
5.2.2. Présentation des résultats pour la simulation du type de temps estival avec ARPS	137
5.3. Evaluation de l'exposition des populations	140
5.3.1. Présentation de la méthodologie utilisée pour quantifier l'exposition des populations.....	140
5.3.2. Evaluation de l'exposition de la population pour le type de temps estival.....	141
5.4. Comparaison du modèle ARPS avec le modèle gaussien ADMS	143
5.4.1. Présentation du modèle ADMS et des paramètres utilisés pour la simulation	143
5.4.2. Présentation des résultats de la simulation sous ADMS.....	143
5.5. Evaluation de l'influence du relief sur la dispersion des polluants.....	145
5.5.1. Description des différentes configurations du site étudiées	145
5.5.2. Résultats des simulations pour les différentes configurations du site	145
5.6. Conclusion	149
CONCLUSION.....	153
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	159
ANNEXES.....	165

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Variation temporelle et spatiale de la production d'OM.....	7
Figure 2. Synoptique des principaux flux de DND traités en 2004 (source : ADEME) (ITOM : installation de traitement des ordures ménagères ; UIOM : unité d'incinération d'ordures ménagères ; REFIO : Résidus d'épuration des fumées d'incinération d'OM).....	8
Figure 3. Evolution de la quantité d'OM traitées et du nombre de centres de stockage et d'incinérateurs en France (source : ADEME)	9
Figure 4. Organisation d'un centre de stockage de déchets : site français sur lequel a porté l'étude (image : Google Earth).....	10
Figure 5. Alvéole en exploitation (1) (Image : Google Earth) : lieu de déversement (2) et de compactage (3) des déchets	11
Figure 6. Récupération et traitement des lixiviats	11
Figure 7. Récupération et brûlage du biogaz.....	11
Figure 8. Organisation et fonctionnement du système olfactif (Buck, 1991).....	14
Figure 9. Loi de puissance selon Stevens (Rognon 2001).....	16
Figure 10. Différents types de gradients thermiques et qualité de l'air associée : 1. gradient 'normal' : température décroissante avec l'altitude - 2. Inversion thermique nocturne - 3. Inversion thermique diurne de vallée.....	21
Figure 11. Vents de pente et vents de vallée nocturnes et diurnes	22
Figure 12. Structure du travail de thèse : données disponibles (jaune), moyens utilisés (vert), objectif final (rouge) et structuration des chapitres (violet).....	31
Figure 13. Centre de stockage de déchets français sur lequel a porté en grande partie l'étude (image : Google Earth) : 1. Colline séparant le site de la Ville 2 - 2. Large vallée dans laquelle se trouvent les villes 2 et 3 - 3. Vallée étroite reliant le site à la ville 3 - 4. Massif montagneux au sud du site	37
Figure 14. Centres de stockage de déchets anglais sur lesquels ont porté une partie de l'étude (image : Google Earth). Les zones habitées sont représentées par les points jaunes	41
Figure 15. Relation entre les plaintes recensées et les concentrations mesurées lors des dix campagnes par Chiriack (2004)	45
Figure 16. Résultats de la campagne de janvier-mars 2004 (Riesenmey, 2004) (Carte : IGN).....	45
Figure 17. Zones géographiques sur lesquelles les plaintes et les relevés d'odeur sont recensés	48
Figure 18. Répartition des plaintes et des relevés d'odeur autour des deux sites (1994-2004) : les nombres rouges entourés correspondent aux nombres de plaintes, les nombres bleus correspondent aux nombres de relevés et le pourcentage entre parenthèses à la proportion des relevés positifs	49
Figure 19. Relations entre le nombre de plaintes et le pourcentage de relevés positifs sur chacune des zones autour des sites A et B.....	49
Figure 20. Graphe représentant la projection des différentes variables étudiées suivant les axes factoriels 1 et 2, qui représentent respectivement 30,45 et 19,83% de l'information	55
Figure 21. Représentation des vents dans un repère cartésien	60
Figure 22. Représentation des différentes conditions de vents sur une journée : les schémas du haut et du bas représentent respectivement une journée « ventée » et « sans vent » d'après l'étude du vent moyen. Le cercle rouge représente la répartition des points autour de la moyenne	60
Figure 23. Description du gradient thermique utilisé pour évaluer la stabilité de l'atmosphère	62
Figure 24. Localisation spatiale des plaintes pour les deux types de temps les plus favorables aux épisodes de pollution suivant les données analysées	71
Figure 25. Répartition des plaintes et des relevés autour du site A : ceux représentés dans des rectangles ont une variation significative.....	73
Figure 26. Répartition des plaintes et des relevés autour du site B : ceux représentés dans des rectangles ont une variation significative.....	74
Figure 27. Influence du tunnel sur les mécanismes de diffusion et d'advection	90
Figure 28. Modèle TREIM d'émission surfacique dans un tunnel (Zhang, 2002).....	91
Figure 29. Présentation du tunnel de vent utilisé pour cette étude	94
Figure 30. Modèle de tunnel en deux dimensions avec son maillage	94
Figure 31. Représentation des champs de pression et de vent à l'intérieur du tunnel de l'UNSW	96
Figure 32. Représentation du phénomène de recirculation à l'intérieur du tunnel de l'UNSW lors de l'absence de grille.....	96

Figure 33. Représentation du champ de concentration dans le sol et à l'intérieur du tunnel	96
Figure 34. Tunnel utilisé pour l'expérimentation : (a) tunnel entier, (b) déflecteurs pour guider les écoulements en entrée et (c) grille comportant des trous de diamètre 1 cm pour diminuer la pression dans le tunnel	97
Figure 35. Localisation des profils de vent mesurés à l'intérieur du tunnel.....	98
Figure 36. Comparaison entre les profils de vents simulés et mesurés dans le tunnel	99
Figure 37. Evaluation de l'homogénéité de l'émission : résultats expérimentaux	100
Figure 38. Evaluation de l'homogénéité de l'émission : résultats du modèle	100
Figure 39. Variation de l'émission avec le débit injecté dans le tunnel pour le modèle TREIM et les modèles sous Fluent en 2D et 3D	101
Figure 40. Schéma du tunnel de vent développé par Gao (1997).....	105
Figure 41. Schéma du tunnel de vent de l'université de Cranfield utilisé pour les mesures	105
Figure 42. Coupe latérale du modèle de tunnel en trois dimensions avec atmosphère	106
Figure 43. Champs de concentration pour les modèles en 2 et 3 dimensions avec atmosphère.....	106
Figure 44. Influence de la surface d'appui du tunnel sur l'émission.....	108
Figure 45. Influence des différentes configurations du tunnel de l'UNSW sur l'émission mesurée.....	108
Figure 46. Illustration des effets de bords et de leur influence sur l'émission suivant la longueur du tunnel par un calcul théorique d'émission.....	110
Figure 47. Matériel utilisé pour les mesures d'émissions surfaciques d'odeurs : 1. Anémomètre et girouette ; 2. Récipient étanche permettant de remplir le sac utilisé pour le prélèvement par mise en dépression ; 3. Pompe à vide ; 4. Point de prélèvement en entrée ; 5. Tunnel de vent ; 6. Ventilateur et filtre à charbon actif injectant un air propre dans le tunnel.....	111
Figure 48. Profil de concentrations en toluène mesurées sur le site pendant une journée complète (l'échelle des concentrations n'est pas affichée pour des raisons de confidentialité des données)	117
Figure 49. Profil d'émissions en toluène mesurées sur le site pendant une journée complète	118
Figure 50. Présentation des différentes étapes de la phase de lissage de la courbe représentant le profil d'émission en toluène sur 24 heures.	119
Figure 51. Comparaison des profils normés obtenus dans le cadre de ce travail et obtenus par Chiriack (2004).	120
Figure 52. Champ de vents nocturnes pour un gradient de température potentielle de 3,6°K/km	129
Figure 53. Inversions thermiques diurnes et nocturnes au dessus de la ville 3 et du site (heures locales)	130
Figure 54. Roses des vents représentant les données mesurées et les résultats simulés	131
Figure 55. Comparaison entre les courbes de températures mesurées et calculées (les courbes lisses représentent les températures mesurées et la courbe avec points les températures simulées)	131
Figure 56. Domaine représenté lors de la simulation et exemple de maillage vertical dans ARPS	133
Figure 57. Etapes nécessaires pour affecter les altitudes dans chaque maille du domaine	134
Figure 58. Différence entre l'utilisation des données moyennées (sans création de la couverture à 10 m) et des données centrales (avec création) d'altitude pour représenter le relief du site	135
Figure 59. Etapes nécessaires pour représenter l'occupation du sol	136
Figure 60. Description du relief et des propriétés de sol sur le domaine modélisé	137
Figure 61. Répartition spatio-temporelle des plaintes pour le type de temps anticyclonique estival	138
Figure 62. Résultats de ARPS pour la dispersion du toluène autour du site pendant le scénario estival (heure UTC)	139
Figure 63. Concentration normée en toluène à 9h00 UTC (11h00 local) le 17 août 2002 : résultats bruts obtenus par Chemel (2005) et intégrés dans ArcGIS	141
Figure 64. Evaluation de l'exposition des populations à la pollution du site par combinaison de la couverture du panache de polluant avec celle de la densité de population.	141
Figure 65. Valeurs d'exposition des populations pour le scénario estival	142
Figure 66. Résultats de ADMS pour le scénario estival.....	144
Figure 67. Différents reliefs utilisés dans la modélisation en fonction de la période d'exploitation du site	145
Figure 68. Valeurs de concentration pour le scénario estival avec le relief correspondant au début d'exploitation (heure UTC).....	146
Figure 69. Valeur de concentration pour le scénario estival avec le relief correspondant à la fin d'exploitation (heure UTC).....	147
Figure 70. Répartition des relevés d'odeur pour les périodes de plainte autour du site A (1994-2004).....	166
Figure 71. Répartition des relevés d'odeur pour les périodes de plainte autour du site B (1994-2004).....	167
Figure 72. Projection du nuage des individus représentant les 365 jours suivant les axes factoriels 1 (24 % de l'information) et 2 (20 % de l'information)	173
Figure 73. Courbe des indices de niveau et coupe au niveau des sauts correspondant à 8, 12 et 24 classes.....	175
Figure 74. Haut de l'arbre hiérarchique découpé au niveau des classes 8 et 12.....	176
Figure 75. Définition des barycentres et répartition des individus en 8 classes (dont le barycentre est représenté par les points jaunes).....	177

Figure 76. Emboitement des domaines	185
Figure 77. Comparaison des profils de température et d'humidité sur 24 heures mesurés (pointillés) et simulés (ligne pleine)	186
Figure 78. Panache de concentration obtenu à partir des domaines emboîtés le 17 août 2002 à 9h00 UTC	186

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Production des déchets en France en 2004 : principales provenances et quantité (en millions de tonnes) (source : ADEME – IFEN)	7
Tableau 2. Seuils de perception olfactifs des principaux composés odorants présents dans l’atmosphère d’un CSD en µg/m ³ selon différentes sources (Dor, 2004).....	18
Tableau 3. Principales sources d’émission pour un CSD de classe 2 (Batton-Hubert, 2003)	19
Tableau 4. Etat de l’art des principales méthodes d’évaluation de la qualité de l’air autour d’un CSD de classe 2	26
Tableau 5. Matrice de corrélation permettant d’évaluer les corrélations des composés entre eux.....	47
Tableau 6. Résumé des principaux résultats du chapitre 2.....	52
Tableau 7. Variables analysées dans l’ACP en complément des concentrations	54
Tableau 8. Représentation des variables météorologiques locales utilisées pour la représentation des types de temps	59
Tableau 9. Représentation des variables météorologiques régionales utilisées pour la représentation des types de temps	61
Tableau 10. Description des types de temps locaux obtenus à partir de la station météorologique sur le site et risque de plaintes associé	64
Tableau 11. Description des types de temps régionaux obtenus à partir des radiosondages et risque de plaintes associé.....	65
Tableau 12. Répartition des jours dans les classes faites à partir des données météorologiques locales et régionales.....	66
Tableau 13. Description des quatre types de temps significatifs parmi les 22 obtenus à partir des données locales et régionales et risque de plaintes associé	67
Tableau 14. Description des variables météorologiques significatives pour chacun des quatre types de temps identifiés précédemment	68
Tableau 15. Description des types de temps locaux obtenus à partir des données de la station localisée à 10 km au nord du site et risque de plaintes associé.....	69
Tableau 16. Répartition des jours dans les classes faites à partir des données météorologiques du site et de la station délocalisée	69
Tableau 17. Nombre de plaintes et de relevés d’odeurs positifs sur les deux sites pour chacun des types de temps	72
Tableau 18. Calcul de la probabilité d’avoir une plainte le lendemain à partir du type de temps actuel : étude à partir des 9 classes correspondant aux types de temps locaux	78
Tableau 19. Calcul de la probabilité d’avoir une plainte le lendemain à partir du type de temps actuel : étude à partir des 22 classes correspondant aux types de temps globaux	78
Tableau 20. Résumé des principaux résultats du chapitre 3.....	85
Tableau 21. Influence du tunnel (forme et conditions d’utilisation) sur l’émission réelle.....	90
Tableau 22. Présentation des différentes parties du modèle et propriétés associées	95
Tableau 23. Comparaison des émissions pour différentes dimensions de tunnel entre les modèles TREIM et Fluent 2D (vitesse moyenne dans le tunnel : 0,4 m/s).....	102
Tableau 24. Résultats des simulations pour différentes formes de chambre et 5 vitesses d’injection dans le tunnel (diamètre de la zone d’injection : 0,1 m).....	103
Tableau 25. Résultats du modèle en trois dimensions pour différents types de tunnels.....	107
Tableau 26. Résultats des mesures d’émission d’odeur sur un CSD.....	112
Tableau 27. Calcul de l’émission surfacique d’odeur corrigée du biais lié à l’utilisation du tunnel	113
Tableau 28. Résumé des principaux résultats du chapitre 4.....	121
Tableau 29. Catégories de modèles de dispersion d’après Zannetti (1990)	127
Tableau 30. Description des caractéristiques du code ARPS	128
Tableau 31. Catégories d’occupation du sol utilisées dans ARPS	135
Tableau 32. Présentation des valeurs d’exposition de la population pour les trois configurations de site et identification des villes les plus touchées (VE : valeur d’exposition x 100 ; le nombre de + correspond au degré d’impact sur la ville)	148
Tableau 33. Résumé des principaux résultats du chapitre 5.....	151
Tableau 34. Matrice des corrélations entre les huit variables représentant la météorologie	174

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP	Analyse par Composantes Principales
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
ADMS	Atmospheric Dispersion Modeling System
ARPS	Advanced Regional Prediction System
BTP	Bâtiments et Travaux Publics
COV	Composé Organique Volatil
CSD	Centre de Stockage de Déchets
DMA	Déchets Ménagers et Assimilés
DND	Déchets Non Dangereux
GC/MS	Gas Chromatography / Mass Spectrometry
IFEN	Institut Français de l'Environnement
INVS	Institut de Veille Sanitaire
ITOM	Installation de Traitement des Ordures Ménagères
MSW	Municipal Solid Waste
NIMBY	Not In My Backyard
OM	Ordures Ménagères
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
PRIMO	Plan de Réduction Intensive et de Maitrise des Odeurs
SIG	Système d'Information Géographique
TREIM	Two Resistance Exchange Interface Model
UIOM	Unité d'Incinération des Ordures Ménagères
UNSW	University of New South Wales
UOS	Unité d'Odeur Standard
UTC	Coordinate Universal Time

INTRODUCTION

L'évolution des modes de vie de notre société engendre une croissance significative de la production de déchets. Parmi les différents procédés de traitement et/ou d'élimination, le stockage est le plus ancien et reste pour l'instant le plus répandu. Il constitue aujourd'hui une étape indispensable dans la gestion des déchets en complément des autres filières de traitement (tri, valorisation, incinération...). En France, il existe trois catégories d'installations de stockage ; celles-ci dépendent de la nature des déchets reçus : déchets inertes (classe 1), déchets ménagers et assimilés (classe 2), et déchets dangereux (classe 3). Les Déchets Ménagers et Assimilés (DMA), de par leur instabilité et leur caractère évolutif, posent d'importants problèmes environnementaux (les déchets inertes sont stables par nature et les déchets dangereux sont soumis à un traitement de stabilisation avant stockage). Les DMA contiennent une quantité importante de matière organique et de produits instables (solvants, peintures) qui, dans les conditions de stockage, se transforment en composés solubles ou gazeux facilement mobilisables. Ces derniers sont à l'origine de la pollution de l'air et de l'eau à proximité du site.

L'évolution des contraintes réglementaires a permis de diminuer considérablement les impacts environnementaux des Centres de Stockage de Déchets (CSD). L'obligation de mettre en place une couche étanche entre le sol et les déchets avant exploitation et de traiter les lixiviats a entraîné une nette réduction de la pollution des eaux et du sol. La pollution de l'air, plus difficile à contrôler, est générée par deux phénomènes : d'une part la formation de biogaz due à la décomposition anaérobie des déchets anciens, et d'autre part la libération, lors des activités de déversement et de compactage, de composés déjà présents dans les déchets frais. Si la réglementation impose la mise en place d'un procédé de collecte et de brûlage du biogaz, rien n'est fait pour limiter les émissions liées au procédé de stockage. La pollution atmosphérique constitue aujourd'hui un problème environnemental pour des CSD de classe 2. Une grande quantité de Composés Organiques Volatils (COV) a pu être recensée dans la composition de l'air à proximité des sites. Parmi ces composés, certains ont des seuils de perception olfactive très bas, bien en dessous des concentrations relevées, et d'autres ont des seuils de toxicité chronique proches des valeurs mesurées. Deux problèmes importants se posent ici : d'une part la gêne liée à la perception d'odeurs par les riverains, et d'autre part le risque encouru par les populations inhalant régulièrement l'air pollué par le site.

La pollution atmosphérique générée par les CSD reste difficile à évaluer avec les outils classiquement utilisés en pollution de l'air. Ceci est dû à quelques particularités de ces sites :

- la source d'émission : surfacique, passive, parfois située dans une zone en relief,
- le type de pollution : olfactive et liée à une multitude de composés organiques volatils présents en concentrations très faibles,
- et l'échelle spatio-temporelle du phénomène : les pics de pollution sont relativement courts et ne touchent qu'une zone restreinte autour du site.

Les enjeux d'une quantification précise de cette pollution sont néanmoins très importants. Les informations liées à l'impact environnemental sont nécessaires pour mettre en place une politique optimisée de gestion des déchets (choix entre plusieurs sites pour une nouvelle implantation, évaluation des conséquences de l'extension d'un site existant...). Cette problématique est aujourd'hui accentuée par l'augmentation des quantités de déchets produits, la diminution du nombre de CSD existants (installations en fin d'exploitation) et la difficulté d'ouvrir de nouveaux centres en raison de l'opposition des populations avoisinantes.

Dans ce contexte, ce travail de thèse propose une méthodologie permettant de quantifier l'impact sur la qualité de l'air d'un CSD à partir de données météorologiques. Le rapport est structuré en cinq chapitres. Le premier chapitre pose les bases de ce travail en présentant l'activité de stockage des déchets et en analysant les différentes approches déjà proposées pour évaluer son impact sur la qualité de l'air. Le second chapitre décrit les sites sur lesquels l'étude a été effectuée et identifie les indicateurs caractérisant la qualité de l'air qui seront utilisés dans la suite de l'étude. Dans le troisième chapitre, une analyse statistique relie les mesures de qualité de l'air autour des sites avec les conditions météorologiques et les données liées à l'exploitation du site afin d'identifier les paramètres météorologiques influents et de caractériser les conditions d'apparition des pics de pollution. Un outil permettant de prévoir la qualité de l'air à un jour en fonction des conditions météorologiques est également proposé. Le quatrième chapitre a pour but d'évaluer les émissions quotidiennes d'un site. Deux méthodes sont utilisées : d'une part les mesures d'émissions surfaciques au moyen d'un tunnel de vent, avec analyse de la fiabilité de ce système, et d'autre part les mesures de concentrations sur le lieu de déversement des déchets. Un profil d'émission journalier est ainsi obtenu et sera intégré dans le modèle de dispersion. Enfin, le cinquième chapitre s'intéresse aux problèmes de dispersion de la pollution et à l'exposition des populations. La dispersion est évaluée au moyen d'un modèle météorologique à fine échelle (ARPS : Advanced Regional Prediction System) couplé à un modèle de dispersion eulérien. Les résultats obtenus, associés aux données de densité de population autour du site, permettent de quantifier l'exposition de la population.

Chapitre 1.

Le stockage des déchets : quel impact sur la qualité de l'air ?

Ce premier chapitre a pour but de situer le contexte dans lequel ce travail de thèse a été réalisé et d'en définir les objectifs. Tout d'abord, une description du secteur des déchets est proposée afin de comprendre les enjeux liés à leur gestion et à leur élimination. Elle permet de souligner le rôle important du stockage dans la gestion globale des déchets non dangereux. La deuxième partie du chapitre explique en quoi la pollution atmosphérique générée par les centres de stockage se différencie des pollutions « classiques » et nécessite une approche particulière. Enfin, un état de l'art recense différentes méthodes utilisées pour évaluer cette pollution. Cette étude aboutit à la proposition d'une nouvelle méthodologie permettant de quantifier l'exposition de la population autour de tels sites.

1.1. ENJEUX ET CONTRAINTES ENVIRONNEMENTALES DU STOCKAGE DES DECHETS NON DANGEREUX

La production de déchets, en constante augmentation, pose d'importants problèmes de gestion et d'élimination. Si le stockage constitue une étape incontournable, ses impacts environnementaux ne sont que partiellement connus et font actuellement l'objet de nombreuses études. L'une des plus complètes en France sur ce sujet a été publiée en septembre 2004 par l'INVS (Institut National de Veille Sanitaire) et s'intitule « *Stockage des déchets et santé publique* »¹ (Dor, 2004). Cette étude dresse un bilan complet de l'état des connaissances sur le stockage des déchets en France, tant sur le plan sanitaire, environnemental, réglementaire que social. Les conclusions et perspectives concernant

¹ Etude réalisée conjointement par l'INVS (Institut de Veille Sanitaire), l'ADEME (Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie), l'AFSSE (Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale), l'ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'environnement), le BRGM (Bureau de Recherche Géologique et Minière), l'INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), la SFSP (Société Française de Santé Publique) et le RSD (Réseau Santé Déchets) et coordonnée par F. Dor et D. Zmirou.

l'impact sur la qualité de l'air serviront de base à ce travail. Afin de bien en comprendre l'utilité, une description du domaine des déchets est nécessaire.

1.1.1. Les déchets : rappel de quelques définitions et chiffres clefs

D'après la réglementation française, « est un déchet [□] tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » (Article L541-1 du code de l'Environnement). L'évolution des modes de vie et l'augmentation générale de la population engendrent un accroissement continu de la production de déchets dans le monde.

Il est difficile de quantifier cette production globale par manque d'harmonisation de la définition même du mot « déchet » : la prise en compte ou non de différents types de déchet n'est pas identique dans tous les pays. La Communauté Européenne élabore actuellement une nouvelle réglementation pour harmoniser les différents systèmes de quantification². Celle-ci n'étant pas encore appliquée, une vision globale de la gestion des déchets en Europe et dans le monde n'est pas envisageable. Seule la situation en France est donc abordée, en la comparant par la suite aux autres régions du monde lorsque cela est possible.

La France a produit 849 millions de tonnes de déchets en 2004 (source Ademe-IFEN). Leur nature et leur provenance sont illustrées dans le Tableau. Les déchets issus du milieu agricole et des « bâtiments et travaux publics » (BTP) représentent plus de 80 % de la production. Ils sont facilement valorisables, par retour au sol pour ceux provenant de l'agriculture, et par réutilisation pour les déchets issus des BTP. Les autres types de déchets peuvent se classer en deux catégories : les déchets dangereux, qui sont issus principalement du milieu industriel ou bien d'activités de soins et qui doivent être traités dans des filières spécifiques, et les déchets non dangereux (DND), dont la partie issue des ménages et des collectivités est traitée dans des installations de traitement des ordures ménagères (ITOM). La plupart des entreprises produisant des DND ont leurs propres filières de traitement.

² Règlement (CE) n° 2150/2002 du Parlement Européen et du Conseil, du 25 novembre 2002, relatif aux statistiques sur les déchets, publié au JO L322 du 19.12.2002 et entré en vigueur le 20.12.2002, mais non encore transposé dans les Etats membres au 30.04.2007.

D'après l'ADEME, un français produit en moyenne 350 kg d'ordures ménagères (OM) par an. Comme l'illustre la **Erreur ! Source du renvoi introuvable..a**, cette production tend aujourd'hui à se stabiliser après une augmentation très rapide au cours des quarante dernières années qui ont vu doubler la quantité moyenne produite. La **Erreur ! Source du renvoi introuvable..b** donne un aperçu de la production de déchets ménagers par habitant dans différentes régions du monde et illustre l'ampleur de la problématique de leur élimination à l'échelle mondiale.

Tableau I. Production des déchets en France en 2004 : principales provenances et quantité (en millions de tonnes) (source : ADEME □ IFEN)

Collectivités	Ménages		Entreprises		B.T.P.	Activités de soins	Agriculture, Sylviculture
14	28		90		343	0,2	374
voirie, marchés, boues, déchets verts	Encombrants déchets verts 6	ordures ménagères (sens strict) 22	déchets non dangereux 84		bâtiments, travaux publics, déchets non dangereux 340		élevages, cultures, forêts
			dont collectés avec les OM 4,5	dont collectes privées 79,2	déchets dangereux 6	déchets dangereux 3	

Déchets non dangereux (46,5 Mt)
 Déchets dangereux (9,2 Mt)
 Déchets valorisés (793,2 Mt)

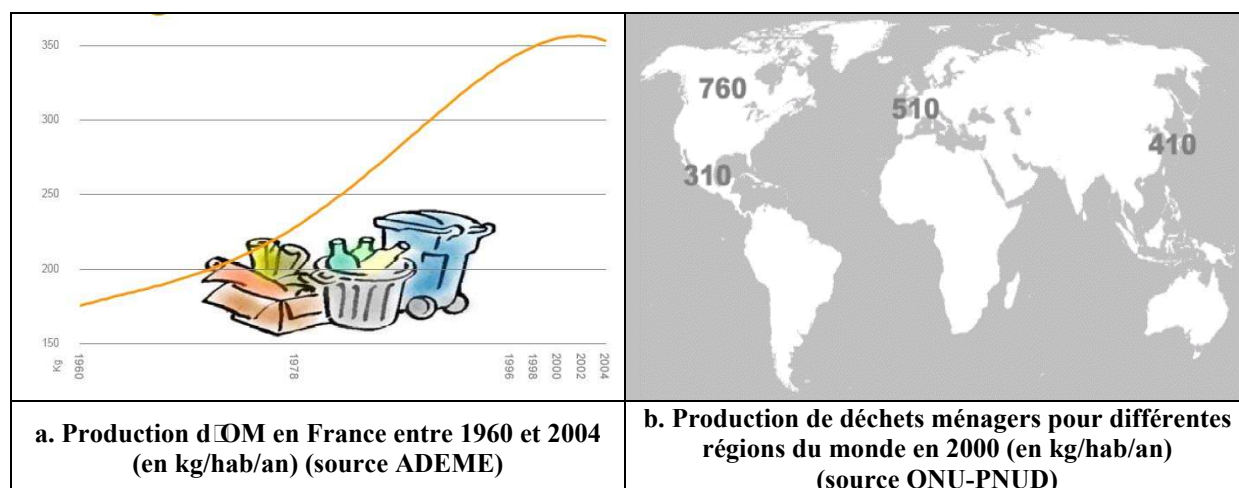


Figure 1. Variation temporelle et spatiale de la production d'OM

Parmi les différents procédés de traitement et d'élimination des déchets, le stockage est le plus ancien et reste le plus répandu. Il constitue aujourd'hui une étape indispensable dans la

gestion des déchets en complément des autres filières de traitement (tri, valorisation, incinération...) (Figure 2). En France, il existe trois catégories d'installations de stockage en fonction de la nature des déchets reçus : déchets dangereux (classe 1), déchets non dangereux (classe 2), et déchets inertes (classe 3). En 2004, les centres de stockage de classe 2 ont reçu plus de 22 millions de tonnes de DND. La Figure 3 illustre bien la problématique actuelle : la quantité globale de DND continue à augmenter alors que le nombre d'installations d'incinération et de stockage (qui traitent plus de 75 % de la quantité produite) diminue fortement en raison de la fermeture de sites en fin d'exploitation ou hors norme. La difficulté pour ouvrir de nouveaux sites est due à une opposition forte des populations avoisinantes, que l'on qualifie de syndrome NIMBY (Not In My Backyard). En effet, la présence de telles installations peut générer une dégradation de la qualité de vie (pollution visuelle, problèmes d'odeur et d'hygiène...) que rejettent les riverains. **Ce constat est à l'origine du travail de thèse, dont l'objectif principal est de fournir des outils pour évaluer l'impact d'un centre de stockage sur la qualité de l'air.** Avant d'en évaluer les impacts, il semble nécessaire de décrire le fonctionnement d'un centre de stockage de déchets non dangereux.

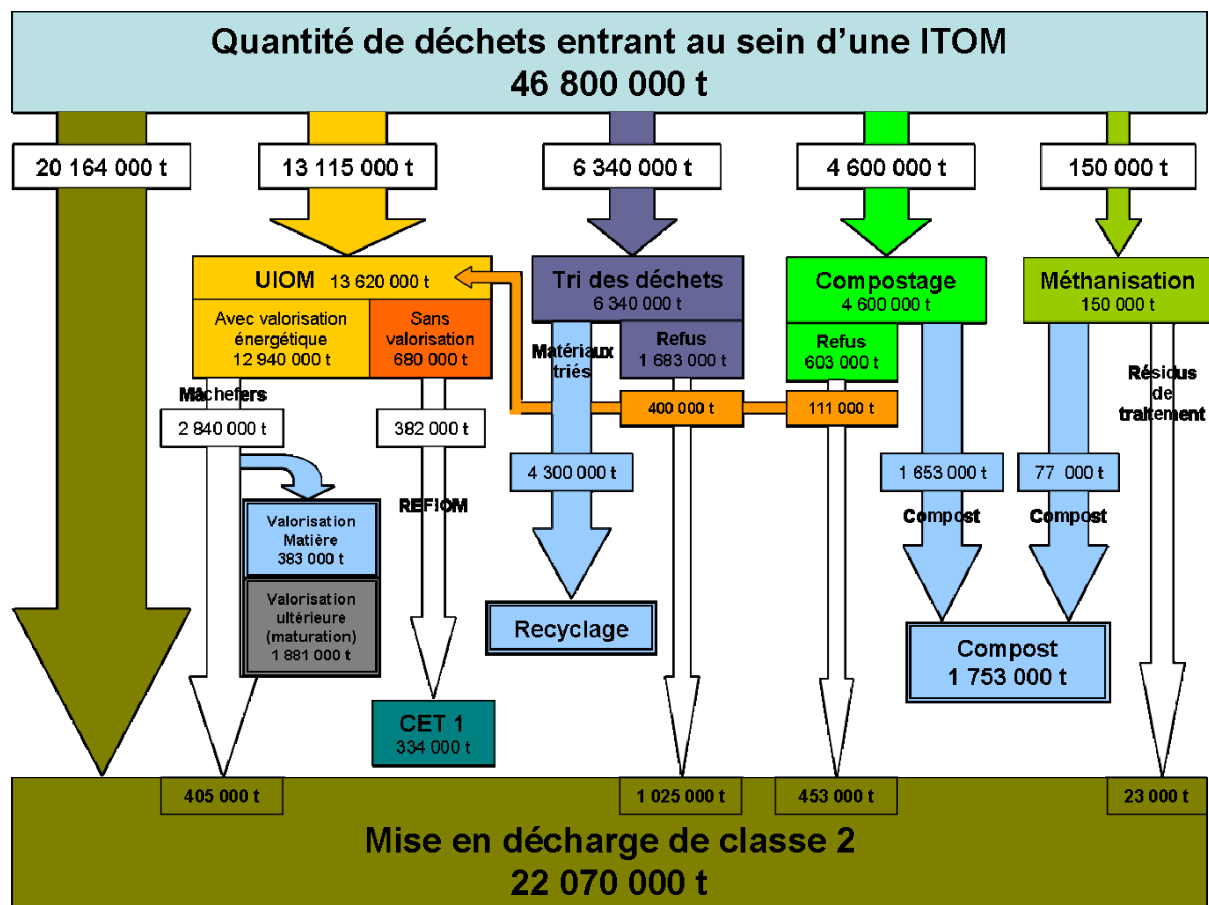


Figure 2. Synoptique des principaux flux de DND traités en 2004 (source : ADEME) (ITOM : installation de traitement des ordures ménagères ; UIOM : unité d'incinération d'ordures ménagères ; REFIOM : Résidus d'épuration des fumées d'incinération d'OM)

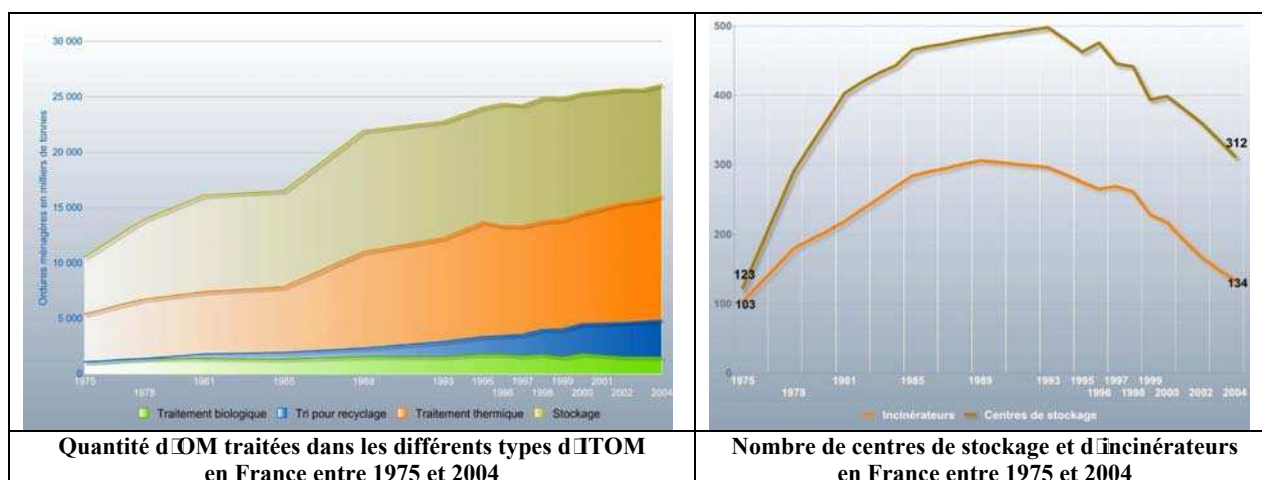


Figure 3. Evolution de la quantité d'OM traitées et du nombre de centres de stockage et d'incinérateurs en France (source : ADEME)

1.1.2. Fonctionnement d'un centre de stockage de déchets non dangereux

Un Centre de Stockage de Déchets (CSD) de classe 2 a vocation à recevoir uniquement des Déchets Non Dangereux (DND), à l'exception d'une faible quantité de déchets d'amiante liée stockée à part. Les DND, de par leur nature, sont relativement instables et libèrent une grande quantité de composés, solubles ou gazeux, à l'origine de la pollution de l'air et de l'eau à proximité des sites de stockage. La réglementation impose la mise en place de dispositifs destinés à réduire ces impacts environnementaux (présence d'une zone étanche séparant le sol et les déchets, captage et traitement des lixiviats et du biogaz, recouvrement des déchets...). La Figure 4 illustre l'organisation d'un CSD telle que préconisée actuellement (il s'agit ici du CSD français étudié lors de ce travail).

En France, les principaux textes qui réglementent le stockage des déchets sont :

- L'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux centres de stockage de déchets non dangereux (dont la dernière modification date du 19 janvier 2006) qui impose les contraintes de fonctionnement d'un CSD.
- La loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement et son décret d'application du 21 septembre 1977.

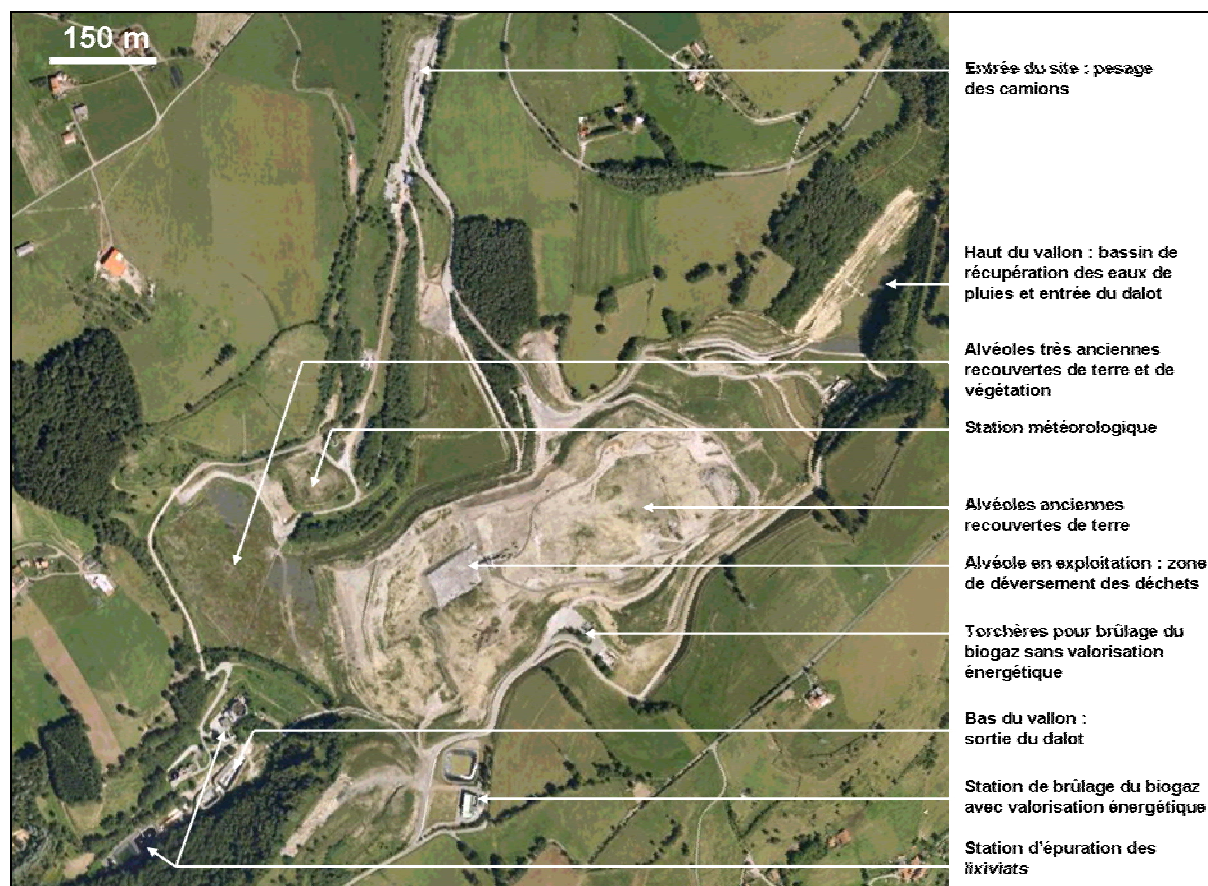


Figure 4. Organisation d'un centre de stockage de déchets : site français sur lequel a porté l'étude (image : Google Earth)

D'après l'arrêté du 9 septembre 1997, une installation doit fonctionner de la manière suivante :

- Après pesage des camions et contrôle du contenu, les déchets sont déversés et compactés dans des alvéoles dont la surface et l'épaisseur sont définies par l'arrêté préfectoral d'autorisation (Figure 5).
- Une couche étanche sépare les déchets et le sol naturel, et les lixiviats sont collectés et traités (Figure 6).
- Un réseau de collecte du biogaz est mis en place à l'intérieur du massif de déchets afin de collecter le gaz au fur et à mesure de sa formation par mise en dépression du massif. Ce gaz, composé en grande partie de méthane, est ensuite brûlé avec ou sans valorisation énergétique (Figure 7).
- Lorsqu'il n'y a plus d'activité sur l'alvéole, celle-ci est recouverte d'une couche de terre afin de limiter les émissions atmosphériques et les infiltrations d'eau dans le massif de déchets (Figure 4).

Les anciennes installations, qui ne respectent pas les normes actuelles, doivent être mises en conformité suivant l'arrêté du 9 septembre 1997 ou fermées.



Figure 5. Alvéole en exploitation (1) (Image : Google Earth) : lieu de déversement (2) et de compactage (3) des déchets



Figure 6. Récupération et traitement des lixiviats



Figure 7. Récupération et brûlage du biogaz

Les nouvelles contraintes réglementaires qui se mettent en place actuellement portent sur le prétraitement des déchets avant enfouissement et sur la limitation de la proportion de matière organique dans les déchets (directive européenne 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999). Si toutes ces dispositions permettent de diminuer grandement l'impact environnemental d'un CSD, ce dernier reste encore important en ce qui concerne la qualité de l'air.

1.1.3. Nécessité d'évaluer l'impact d'un CSD

La pollution atmosphérique est aujourd'hui le principal problème environnemental des CSD de classe 2. En effet, plus de 500 Composés Organiques Volatils (COVs) ont été recensés dans la composition de l'air à proximité de sites par Parker (2002) et Chiriac (2004). Les populations vivant près de ces sites risquent par conséquent d'être exposées à une pollution de l'air chronique et à des nuisances olfactives récurrentes. Ces phénomènes sont amplifiés par le fait que les sites de stockages se situent souvent à proximité des habitations. Ceci est dû à la fois à l'urbanisation grandissante, et également au principe de proximité qui encourage la limitation des transports entre les sources de déchets et les lieux de traitement pour des raisons économiques et environnementales.

Il existe une demande forte des différents acteurs pour connaître et prévoir de manière objective l'exposition d'une population à un CSD et d'en évaluer la gêne occasionnée.

Tous ces acteurs ont des raisons différentes de connaître ce type d'informations :

- les exploitants, afin d'évaluer et de prévoir l'impact de leur installation pour y remédier, ceci à la fois à court terme (prévision des conditions météorologiques favorables aux épisodes de pollution) et à long terme (évolution et extension du site),
- les riverains, afin de connaître leurs droits en matière juridique et de pouvoir évaluer leurs préjudices,
- les décideurs, afin de pouvoir faire un choix éclairé quant à l'ouverture d'un nouveau site ou bien l'extension d'un site existant.

Ce travail de thèse doit fournir des outils permettant de donner une information objective sur l'exposition des populations à la fois sur un site existant et sur un futur site, afin de pouvoir anticiper son impact sur la qualité de l'air et le réduire.

1.2. LES CENTRES DE STOCKAGE DE DECHETS : UNE POLLUTION SPECIFIQUE

La pollution atmosphérique générée par les CSD se différencie des autres types de pollutions classiquement étudiés par plusieurs caractéristiques :

- le type de pollution : à une pollution classique s'ajoute des nuisances olfactives qui sont beaucoup plus difficiles à quantifier,
- les échelles temporelles et spatiales des épisodes de pollution : ces événements peuvent être de durées assez courtes (inférieures à 1 heure) et être très localisés autour du site (distances de quelques centaines de mètres),
- les sources d'émission : celles-ci sont nombreuses et de différents types en raison des diverses activités présentes sur le site (manipulations et compactage des déchets, traitement des lixiviats, brûlage du biogaz...),
- la complexité du terrain : l'enfouissement des déchets sur des épaisseurs pouvant aller jusqu'à 80 m modifie fortement le relief initial du site, ce qui génère une perturbation de la météorologie et des champs de vents locaux.

Cette seconde partie de chapitre décrit les spécificités liées à l'évaluation de la qualité de l'air autour des CSD : les processus d'olfaction, la diversité des sources d'émission et les phénomènes météorologiques typiques des zones de relief.

1.2.1. L'odeur : un type d'impact particulier

Les nuisances olfactives constituent une des principales causes de rejet des CSD par les riverains. En plus de la gêne occasionnée, elles sont à l'origine de craintes d'exposition à une pollution qui pourrait s'avérer toxique. Cette partie a pour but d'expliquer le phénomène des odeurs afin d'en souligner la complexité et les difficultés de mesure.

En effet, l'appréciation de cette sensation présente souvent une variabilité importante, dépendant entre autres de la sensibilité et du vécu des individus. L'odorat est un sens qui est resté longtemps énigmatique pour les scientifiques. Son étude n'a vraiment commencé qu'en 1991 avec les travaux de Buck et Axel (Buck, 1991), récompensés par un Prix Nobel de Médecine et Physiologie en 2004. Le système olfactif donne lieu aujourd'hui à de nombreuses recherches dans les domaines de la médecine et de la physiologie.

1.2.1.1. Le fonctionnement du système olfactif

Il est maintenant établi que l'odorat est un sens chimique, c'est à dire que des molécules présentes dans l'air sont à l'origine de la stimulation olfactive (Rognon, 2000). Le lieu de réception de ces molécules odorantes, situé chez l'homme dans la partie supérieure de la cavité nasale, constitue l'étage d'entrée du système olfactif (Figure 8). Ce dernier contient des neurones bipolaires, les neurorécepteurs, dont les dendrites sont le support de cils chimio-sensibles et dont les axones sont directement connectés aux neurones d'une zone particulière du cerveau : le bulbe olfactif. La stimulation des neurorécepteurs résulte d'une interaction directe et réversible des molécules odorantes avec des récepteurs moléculaires situés sur les cils olfactifs. Des études ont montré que chaque neurorécepteur répond à plusieurs odorants avec une sensibilité qui lui est propre. Ainsi, un stimulus olfactif provoque la réponse d'un sous-ensemble unique de neurorécepteurs, regroupés dans un glomérule.

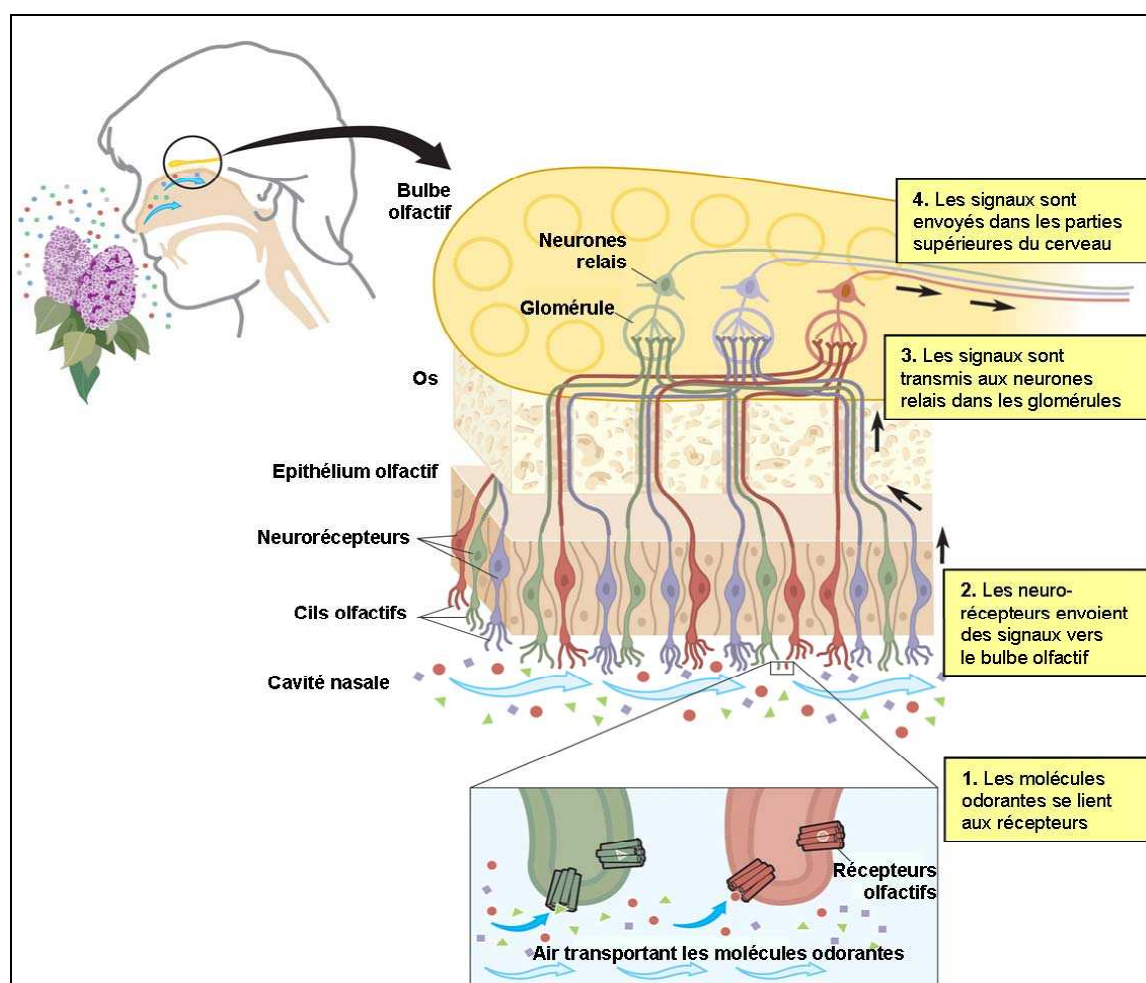


Figure 8. Organisation et fonctionnement du système olfactif³ (Buck, 1991)

³ Schéma en ligne à l'adresse internet : http://nobelprize.org/nobel_prizes/medicine/laureates/2004/press.html.

La molécule chimique étant à l'origine du message olfactif, les chimistes ont recherché les relations entre les structures moléculaires et les odeurs à partir de divers paramètres physico-chimiques tels que la volatilité des molécules, leur caractère hydrophile, hydrophobe, nucléophile, leur groupement fonctionnel, leur forme, leur polarité... Des modèles d'interaction odorants-récepteurs ont ainsi été proposés, mais aucun modèle n'est encore capable de prévoir entièrement l'odeur d'une molécule en fonction de ses seules caractéristiques physico-chimiques. Les relations structure-odeur sont encore moins avancées quand il s'agit d'un mélange d'odorants. **Il n'existe donc pas de modèle performant permettant d'évaluer l'odeur résultant d'un mélange d'odorants, ni même l'effet des rapports de concentration** (Rognon, 2000).

1.2.1.2. La mesure des odeurs

L'odorité est la propriété que possède un corps ou un mélange d'avoir une odeur, c'est à dire d'être un stimulus olfactif. Sa caractérisation implique des mesures quantitatives décrivant la quantité d'odeur et des mesures qualitatives caractérisant son image olfactive. La concentration, l'intensité et la qualité sont les trois dimensions généralement considérées pour décrire une odeur (Rognon, 2001).

- **Concentration d'odeur ou niveau d'odeur : l'Unité d'Odeur Standard (UOS)**

La relation entre le stimulus odorant et la réponse olfactive suit une loi psycho-physique semblable à celles connues pour d'autres modalités sensorielles (vision, audition...). Selon cette loi (Figure 9), qui s'appelle la loi de puissance dans le cadre des odeurs, il existe une dilution seuil de l'odorant au dessous de laquelle aucune odeur n'est perçue (l'intensité de l'odeur est nulle). Une fois cette valeur dépassée, la concentration du corps odorant s'accompagne d'une augmentation de l'intensité de l'odeur. Cette augmentation se poursuit jusqu'à ce que la réponse olfactive atteigne sa valeur maximale. Au delà d'une certaine concentration de l'odorant, le système olfactif est alors saturé et plus aucune variation de l'intensité de l'odeur n'est observée, même si la concentration de l'odorant augmente.

Au seuil de détection, les odeurs ne peuvent être discriminées. Autrement dit, au niveau de ce point, toutes les odeurs sont identiques et ne peuvent pas être différenciées. Le seuil de détection correspond donc à une valeur étalon commune à toutes les odeurs : l'Unité d'Odeur Standard (UOS). La concentration volumique d'une odeur sera donc fonction de la dilution effectuée pour ramener l'odeur étudiée à son seuil de détection.

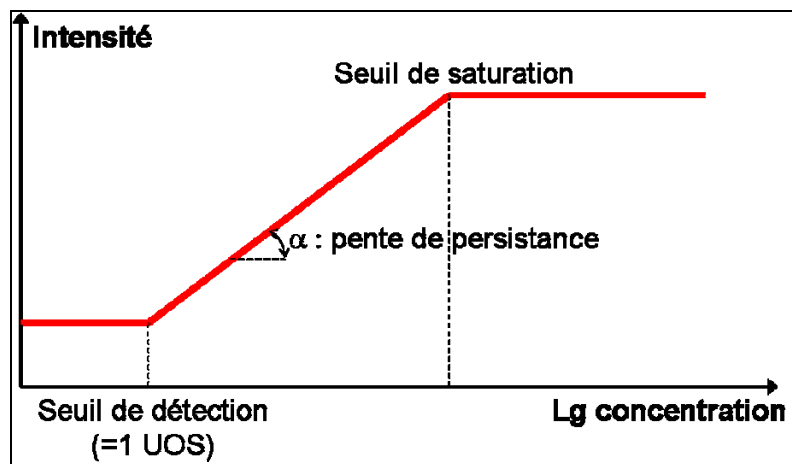


Figure 9. Loi de puissance selon Stevens (Rognon 2001)

- **Intensité de l'odeur**

L'intensité de l'odeur représente la force de la perception olfactive. Pour l'évaluer de manière objective, indépendamment de la nature ou du caractère hédonique (relatif à la notion de bien-être) de l'odeur, l'échantillon est comparé à une gamme étalon. Les substances de référence habituellement utilisées sont le butanol-1 ou la pyridine.

- **Qualité de l'odeur**

Les mesures qualitatives de l'odeur consistent à déterminer sa nature, son caractère hédonique, ses évocations et ses apparentements. Elles correspondent à une description à l'aide d'un questionnaire et d'une mallette contenant des échantillons d'odeurs de référence.

La perception des odeurs est liée à des paramètres subjectifs (sensibilité et vécu) et génétiques propres à chaque individu.

1.2.1.3. La notion de gêne et les risques sur la santé

Dans les problèmes d'odeurs, il est important de distinguer la notion de gêne de celle d'odorité (Rognon, 2000). La gêne est le caractère attribué à une odeur soit pour sa qualité odorante (agréable ou non), soit pour la fréquence avec laquelle elle est perçue. Il existe également dans la gêne une relation implicite entre l'odeur et la notion de territoire : l'odeur étrangère pénètre et s'installe dans le territoire de chaque riverain. Ce sentiment d'intrusion est d'autant plus exacerbé que l'odeur véhicule un sentiment d'insécurité (peur de la toxicité) ou de dégradation (moins-value du bien). Si la peur d'une exposition chronique est justifiée

puisque l'odeur est bien liée à la présence de composés dans l'air, il faut savoir que les seuils de perception des principaux odorants sont généralement largement inférieurs à leurs seuils de toxicité, et qu'il est donc tout à fait possible de percevoir une odeur sans que cela n'induisse un risque pour la santé. A l'inverse, tous les composés toxiques ne sont pas forcément odorants et il est possible de subir une intoxication sans percevoir la moindre odeur. Enfin, un dernier point semble important concernant la gêne : même si les composés ne présentent pas de caractère toxique, plusieurs études ont montré qu'une exposition chronique à de mauvaises odeurs pouvait provoquer des troubles de santé tels que les troubles psychosomatiques (Dor, 2004).

La perception des odeurs est un phénomène instantané, et une exposition de quelques minutes peut suffire à provoquer une gêne. L'échelle temporelle du phénomène est donc très fine, ce qui différencie l'odeur des autres pollutions classiquement étudiées : la fréquence et l'intensité des pics de pollution ont plus d'impact sur les populations que l'exposition sur une longue durée. L'échelle spatiale est aussi une spécificité de ce type de pollution puisque l'impact maximal se situe à quelques centaines de mètres du site (distance minimale réglementaire entre le site et les habitations), même si les odeurs peuvent être ressenties jusqu'à plusieurs kilomètres du lieu d'émission.

1.2.1.4. Seuils de perception olfactifs des principaux composés odorants

Le Tableau 2, issu de l'étude de l'INVS (Dor, 2004), donne les seuils de perception des principaux composés odorants présents dans l'atmosphère des CSD. Il illustre la variabilité qu'il peut y avoir dans la détermination du seuil olfactif d'un même composé selon les sources bibliographiques. Cette variabilité dépend principalement des conditions dans lesquelles la mesure a été effectuée et montre la difficulté pour quantifier une odeur. Les conditions de mesure de ces seuils de détection sont théoriquement fixées par la norme NF X 43-101. Sur le terrain, la quantification est d'autant plus complexe à appréhender que les odorants ne sont généralement pas des produits purs, mais plutôt des mélanges de substances odorantes (Rognon, 2000).

Tableau 2. Seuils de perception olfactifs des principaux composés odorants présents dans l'atmosphère d'un CSD en µg/m3 selon différentes sources (Dor, 2004)

Substance	Devos (1990)	ENSP (2002)	Ineris	Termonia (1998)	Fiches INRS	INRS Rousselin (1994)	Senante (2003)	Gamme de valeurs retenue
Diméthyl-sulfure	5,9		3 - 30	2 - 30			2,6	2 - 30
Diméthyl-disulfure			50				100 - 600	50 - 600
Disulfure de carbone	300	600 - 2500				350		300 - 2500
Indole	0,15	0,5					3	0,15 - 3
Butyraldéhyde			2 - 50				40	20 - 50
Acide acétique	360	20 - 5000	900			1200		20 - 5000
Acide butyrique	14,5		4 - 50			4		4 - 50
Acide valérique	20,5		5					5 - 20,5
Acide propionique	110	3 - 900	80			500		3 - 900
Acide isovalérique	10							10
Acétone	34700	940 - 1614000			31500	31500	1000	940 - 1614000
Ethanol	55000				19200 - 672000	160000	200	200 - 680000
Butanol	1510 - 23500			900 - 9000	2500 - 46000	2500 - 8000	6	6 - 46000
Phénol	430				200	160	0,2	0,2 - 430
Crésol	3,5 - 8				< 4,5	1,3	0,01	0,01 - 8
Benzène	12000	12000		2500	39000	39000	7500 - 140000	2500 - 140000
Toluène	5900	80 - 140000		13700	11000	11000	315 - 160000	80 - 160000
Xylène	1400 - 3800			8000 - 11000	4400	1400 - 5000	20 - 24000	20 - 24000
1,3,5Triméthyl-benzène	1150	30 - 10700		200	10000		200	30 - 10700
Tétrachloro-éthylène	42600				187000	187000		42600 - 187000
Trichloro-éthylène	42				270000 - 550000	150000	150000	42 - 550000
Acétate de propyle	2455			100 - 500	2100	2900		100 - 2900
Acétate de butyle	930			30	195 - 1950	1900 - 3100		30 - 3100
Acétate d'éthyle	9800			27000	14000	14000		9800 - 14000
Limonène	2455	10 - 2450		10			3000	10 - 3000
Pinène	3890	16 - 3890		16				16 - 3890
Ammoniac	4070	340 - 50000	20000			353	353	340 - 50000
Hydrogène sulfuré	26	6,5 - 250	1 - 5	1,6	28 - 140	11	0,66 - 11,5	0,66 - 250
Méthyl-mercaptan	2,1	0,04 - 80	4 - 50			3,2	3,2	0,04 - 50
Ethyl-mercaptan	2,8	0,06 - 2	0,3 - 3			2	2	0,06 - 2,8

La prise en compte des problèmes d'odeurs dans la réglementation française est effective depuis de nombreuses années. Elle est à l'origine de la première loi réglementant l'impact environnemental des industries : le Décret Impérial du 15 Octobre 1810 relatif aux manufactures et ateliers insalubres, incommodes ou dangereux, dont l'un des objectifs est de protéger les populations voisines des nuisances olfactives. Aujourd'hui, la Loi sur l'Air du 30 décembre 1996, associée à l'arrêté du 2 février 1998, contraint les industriels à limiter leurs rejets odorants. Le principal problème reste l'évaluation objective de cette pollution. Des observatoires d'odeurs ou des jurys de riverains ont été mis en place dans certaines régions pour quantifier la gêne (Malan, 2001). Cependant, il est difficile d'évaluer ce type de pollution en raison de la variabilité de sa perception en fonction des individus et des conditions environnementales dans lesquelles elle est perçue. Une autre solution consiste à évaluer les sources d'émission en calculant les débits d'odeur. Un seuil limite d'émission est imposé par l'arrêté préfectoral d'autorisation pour chaque installation. Or il est en général très difficile d'évaluer l'émission atmosphérique globale d'un CSD.

1.2.2. Identification des sources d'émission

La quantité de sources d'émission d'un CSD est très importante en raison des différentes activités présentes sur un même site (Tableau 3).

Tableau 3. Principales sources d'émission pour un CSD de classe 2 (Batton-Hubert, 2003)

Source	Type	Période d'émission	Intensité ⁽¹⁾
Activités de déversement et de compactage des déchets	Zone restreinte non canalisée	Période d'activité : jours ouvrables de 5h30 à 17h	Très forte Variable selon le type de déchets manipulés
Ouverture de quai	Zone restreinte non canalisée	Période de manipulation : environ ½ journée par mois	Extrêmement forte
Torchères et installation de valorisation du biogaz	Canalisée	Continue	Faible
STEP	Surfacique (bassins de décantation) et volumique (bâtiments)	Continue	Faible
Alvéole en exploitation	Surfacique	Continue Variable en fonction de la mise en place ou non d'une couverture de terre	Forte
Alvéole ancienne	Surfacique	Continue	Faible
Alvéole très ancienne	Surfacique	Continue	Très faible

⁽¹⁾ D'après les différents observateurs présents sur site.

Le Tableau 3 illustre les principales sources d'émission possibles sur le CSD français qui sera étudié dans le cadre de ce travail. Tous les CSD, et particulièrement les CSD étrangers, n'ont pas ce type de fonctionnement et donc les mêmes sources d'émission. Dans notre cas, les plus importantes sources correspondent à l'activité même de stockage. L'ouverture d'un quai est une manipulation qui a lieu à chaque changement d'alvéole. Elle consiste à creuser un nouveau quai dans une alvéole ancienne afin de pouvoir descendre les engins de compactage dans la nouvelle alvéole et de créer un nouvel espace de déversement. Le creusage dans l'alvéole ancienne provoque la remise en surface de déchets anciens en état de décomposition avancée, ce qui génère de très fortes odeurs. Les types de sources sont également variables et souvent difficiles à quantifier. S'il est facile de déduire l'émission d'une source canalisée en mesurant le débit et la concentration (torchère), il est plus difficile de mesurer une source surfacique (alvéole) où le débit n'est pas connu, et encore plus difficile d'évaluer les émissions liées aux manipulations sur le site (ouverture d'un quai ou déversement et compactage des déchets). Ces sources doivent cependant être quantifiées pour évaluer l'exposition des populations.

1.2.3. Dispersion des polluants en terrain vallonné

L'autre volet nécessaire à l'évaluation de l'exposition des populations est l'étude de la dispersion des polluants et des odeurs autour du site. Cette dispersion est liée aux conditions météorologiques, et particulièrement aux conditions de vent. Les CSD peuvent être situés dans des zones en relief au sein desquelles des phénomènes météorologiques spécifiques apparaissent. L'objectif est ici de fournir une description de ces phénomènes nécessaire à la bonne compréhension de ce travail.

1.2.3.1. Le phénomène de dispersion

La dispersion caractérise le devenir dans le temps et dans l'espace d'un polluant ou d'un ensemble de polluants (aérosols, gaz, poussières, odeurs...) émis dans des conditions données dans l'atmosphère. Elle est la résultante de deux phénomènes distincts :

- le transport : il s'agit du déplacement des particules gazeuses sous l'effet combiné du vent et des caractéristiques propres des polluants à l'émission (vitesse, température, densité) (Suarez, 2002),

- la diffusion : elle correspond au déplacement relatif des particules gazeuses par rapport à leur centre de gravité sous l'effet de l'agitation thermique et de la turbulence de l'atmosphère (Suarez, 2002).

Ces phénomènes sont influencés par des facteurs comme la météorologie régionale et la micro-météorologie liée à la topographie locale. Parmi les facteurs les plus importants figurent le vent (vitesse et direction) et la turbulence de l'atmosphère.

1.2.3.2. La météorologie liée au relief : vents de pente et inversions thermiques

Les vents sont la conséquence de différences de pression dans l'atmosphère, qui sont elles-mêmes engendrées par des différences de température (création de zones de haute et de basse pression). Les mouvements verticaux des particules dans l'atmosphère sont influencés par ce que l'on appelle la « stabilité » de l'atmosphère, qui est elle-même influencée par les effets de la température de l'air : quand l'air chaud est près du sol, il a tendance à s'élever, résultant en un changement dans l'équilibre des couches et un mélange vertical. Typiquement, l'air près du sol est plus chaud à cause de l'absorption des rayons du soleil par la terre. Dans certains cas, l'air chaud peut se localiser au dessus d'une masse d'air plus froide, créant une inversion thermique (schématisée dans la Figure 10). Ceci aboutit à une stabilité de l'atmosphère puisque le mélange vertical des polluants dans les couches situées en dessous sera extrêmement réduit. La turbulence atmosphérique est un phénomène de forte agitation des masses d'air. Son origine peut être mécanique (cisaillement, présence d'obstacles) ou thermique (convection).

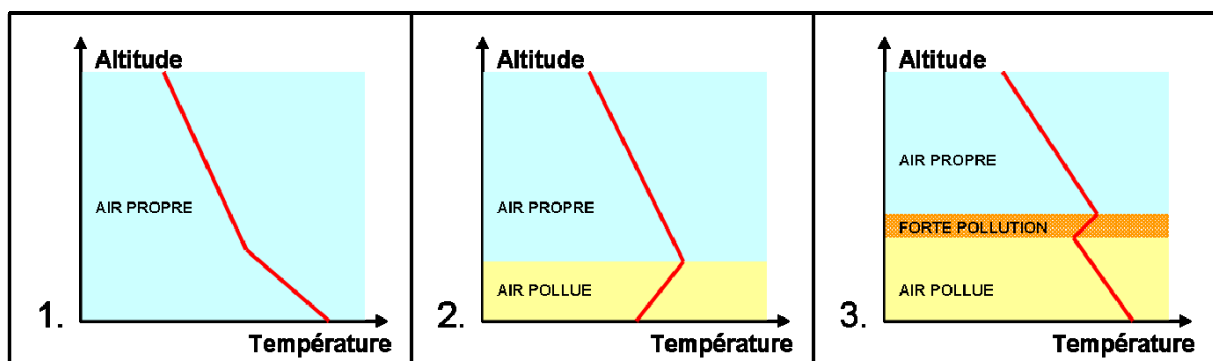


Figure 10. Différents types de gradients thermiques et qualité de l'air associée : 1. gradient normal : température décroissante avec l'altitude - 2. Inversion thermique nocturne - 3. Inversion thermique diurne de vallée

La dispersion atmosphérique est directement soumise à l'influence de la topographie. En effet, des irrégularités de terrain ou des différences de température en surface (radiation différente, zones d'ombre) peuvent engendrer des variations locales de direction et de vitesse du vent. Dans le cas d'un site vallonné, le cycle jour-nuit peut donner naissance à des régimes de vents locaux, vents de vallée et vents de pente (schématisés par la Figure 11), et à des inversions thermiques.

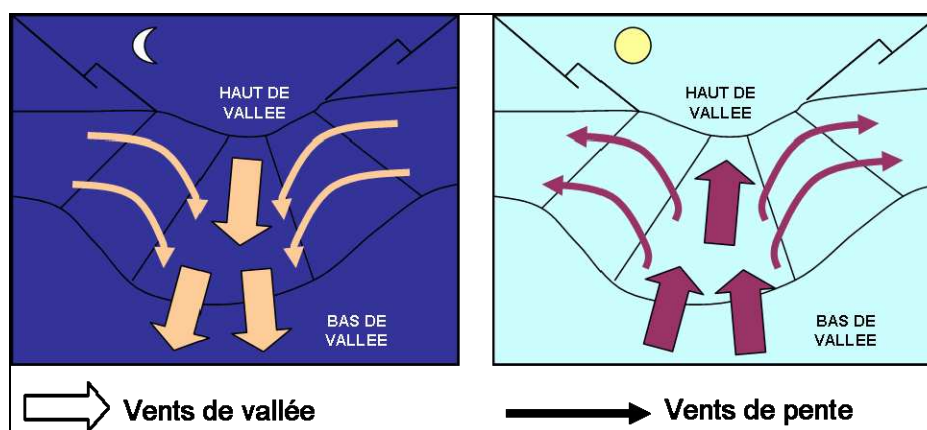


Figure 11. Vents de pente et vents de vallée nocturnes et diurnes

Les vents de vallée sont des écoulements dans l'axe de celle-ci. Ils ont pour origine les gradients de pression horizontaux dus aux différences de température entre l'air de la vallée et celui de la plaine. Les vents de pente s'écoulent transversalement à la vallée. Pendant la journée, le sol réchauffe l'atmosphère par la redistribution de l'énergie solaire qu'il reçoit et l'air chaud s'élève par flottabilité le long des pentes. Dans la nuit, l'air qui s'est refroidi au contact du sol devient plus lourd que l'air ambiant et s'écoule le long des pentes sous l'effet de la gravité. Si la différence de température jour-nuit est importante, la convergence des vents issus des deux pentes produit une ascendance la nuit au centre de la vallée. Un noyau d'air froid subsiste alors en début de journée au centre de la vallée et canalise les vents de pente ascendants sur les bords. Si la différence de température jour-nuit est plus faible, l'écoulement s'arrête lorsque les températures entre l'air et le sol s'équilibrent. Une stratification stable se met alors en place, limitant les échanges verticaux et formant une « inversion de vallée ».

Les inversions thermiques et les vents de pente sont des phénomènes physiques intervenants dans la dispersion des polluants. Il est donc nécessaire d'en tenir compte lors de l'étude de l'exposition d'une population autour d'un site.

Cette partie a permis de mettre en évidence les caractéristiques propres à la pollution générée par un CSD par rapport aux pollutions atmosphériques classiquement étudiées. La prochaine étape consiste à examiner les différentes méthodes utilisées pour l'évaluation de l'exposition de la population autour de tels sites.

1.3. DIFFERENTES METHODES D'ÉVALUATION DES IMPACTS DES CSD SUR LA QUALITE DE L'AIR

De nombreux travaux de recherche ont été effectués concernant la pollution atmosphérique et les nuisances générées par les CSD de classe 2. L'objectif de cette partie est de décrire les différentes approches en identifiant leurs avantages et leurs limites afin de détailler les objectifs de ce travail de thèse.

1.3.1. Etat de la recherche internationale sur cette problématique

Les méthodes d'évaluation de la qualité de l'air autour des CSD couvrent plusieurs thématiques : l'évaluation de la gêne pour la population, les mesures de qualité de l'air sur le site et autour, et la quantification de l'émission et de la dispersion des polluants. La diversité des travaux, à la fois temporelle et géographique, montre bien l'intérêt accordé à la caractérisation des impacts environnementaux des centres de stockage de déchets non dangereux. En effet, les travaux de Young, datant de 1983, portaient déjà sur l'identification d'impacts possibles des centres de stockage sur la qualité de l'air. Depuis, de nombreux travaux en provenance de destinations très variées montrent l'importance de cette thématique à l'échelle mondiale :

- En Europe : Grèce (Tagaris, 2003), Espagne (Cremades, 2004), Angleterre (Allen, 1997), Italie (Sironi, 2005), Belgique (Nicolas, 2006), France (Sénante, 2003)...
- En Asie : Chine (Zou, 2003), Corée du Sud (Kim, 2002 ; Kim, 2005)...
- En Afrique : Afrique du Sud (Laister, 2002), Ouganda (Mwiganga, 2005)...
- En Amérique : Etats-Unis (Walsh, 1987) (El Fadel, 1997)...

La formation récente de groupes de travail internationaux tels que CLEAR (Consortium for Landfill Emission Abatement Research⁴), qui inclut des équipes européennes, américaines, australiennes et canadiennes, montre bien à quel point ce thème de recherche est d'actualité. Différentes approches, décrites ci-après, ont été mises en place pour évaluer la gêne au sein de la population et quantifier l'impact sanitaire des CSD.

⁴ Site du consortium disponible à l'adresse internet : <http://ch4ox.lmem.us/>

1.3.2. Méthodes d'évaluation de l'impact d'un CSD sur la qualité de l'air : état de l'art

Les méthodes utilisées pour évaluer l'impact d'un CSD sur la qualité de l'air peuvent se classer en trois catégories : la quantification de la gêne par la population, les mesures de qualité de l'air sur et autour du site, et enfin les méthodes de modélisation. Toutes ces méthodes, décrites ci-dessous, sont synthétisées dans le Tableau 4.

1.3.2.1. Quantification de la gêne dans la population

La méthode qui reflète le mieux l'impact olfactif d'un CSD sur son environnement semble être l'évaluation de la gêne au sein même de la population. Cette évaluation peut se faire soit par analyse des plaintes, soit par la constitution d'un jury de riverains ou bien encore par des mesures d'odeur autour du site. Les données obtenues fournissent des informations sur la perception de l'odeur, tant au niveau de son intensité que de sa fréquence. Mais il s'agit là d'un constat et non d'une prévision. De plus, la perception d'une odeur peut être très variable d'un individu à l'autre, ce qui engendre un biais sur le résultat final.

1.3.2.2. Mesure de la qualité de l'air sur et autour du site

Pour avoir une valeur plus fiable de la qualité de l'air autour du site, les mesures de la composition de l'atmosphère semblent une meilleure solution. Celles-ci se font principalement par analyse GC/MS (Gas Chromatography / Mass Spectrometry) sur site ou en laboratoire. La plupart des études porte sur l'analyse du biogaz et peu de résultats concernent l'émission liée à l'enfouissement des déchets frais. Il n'existe également que peu d'études se rapportant à la dispersion des polluants autour du site (analyse spatiale) ou aux variations de concentration au cours du temps (mesures dynamiques). Les résultats des analyses métrologiques montrent une grande variabilité dans la composition de l'air selon la nature des déchets enfouis et les conditions climatiques. Ceci souligne la difficulté d'extrapoler les résultats d'un site à l'ensemble des CSD. Les propriétés toxiques et olfactives de chaque composé sont connues individuellement. Aujourd'hui, les recherches portent sur les propriétés de ces composés en mélange et sur leur réactivité dans l'atmosphère, mais très peu de résultats sont disponibles actuellement. Comme pour la quantification de la gêne, ces mesures ne sont qu'un constat de la qualité de l'air à un moment donné, et ne permettent pas à elles seules de prévoir l'impact d'un futur site. Un modèle semble nécessaire pour prédire les impacts futurs et avoir une reproductibilité de la démarche sur différents sites.

1.3.2.3. Evaluation de l'émission et modélisation de la dispersion

L'étude par modélisation est fortement préconisée dans la réglementation (article 29 de l'arrêté du 2 février 1998). Elle permet de définir des niveaux de concentration en polluants dans l'environnement, en complément de la métrologie. Dans le cas d'un CSD, elle est utilisée pour mettre en relation l'intensité des odeurs perçues par les riverains avec les manipulations effectuées sur le site et la météorologie locale. Il existe plusieurs types de modèle de dispersion atmosphérique. Ainsi, il est possible d'étudier simultanément plusieurs types de source (surfactive ou ponctuelle) ou encore de prendre en compte la présence d'obstacles (bâtiments, relief) susceptibles de modifier l'écoulement des masses d'air. Parmi les données nécessaires à tout modèle de dispersion figure l'émission des polluants. Or, il a été vu précédemment que celle-ci est difficile à quantifier dans le cas d'un CSD en raison du grand nombre de sources. Plusieurs méthodes ont été testées pour caractériser les émissions de type surfactive (tunnels de vent, chambres à flux, méthodes micro-météorologiques, thermographie infrarouge, mesures d'évaporation...) mais aucune ne permet actuellement de connaître avec précision le profil journalier d'émission pour un ou plusieurs composés sur un site. La modélisation de la dispersion d'odeurs se fait soit en utilisant un composé « trace », soit en calculant une concentration en UOS (Unité d'Odeurs Standard).

La modélisation de la dispersion des polluants utilise dans la plupart des cas des modèles gaussiens, modèles simulant la dispersion d'un panache de polluants en fonction du vent dominant et de la stabilité de l'atmosphère. Ces modèles ont l'avantage d'être peu demandeurs en ressources informatiques, mais ne prennent pas ou peu en compte les phénomènes liés au relief (inversions thermiques et vents de pente), ce qui peut engendrer un biais important sur les résultats. Quelques études ont été faites en utilisant des modèles eulériens ou lagrangiens. Ces derniers nécessitent des moyens informatiques importants et une grande quantité de données météorologiques mais produisent des résultats bien meilleurs, particulièrement dans les zones de relief. Ces modèles sont utilisés généralement pour des échelles régionales et globales (mailles de plusieurs kilomètres), et beaucoup plus rarement pour des échelles plus fines. Le manque de données décrivant la qualité de l'air autour des sites pose également un important problème quant à la validation de tels modèles. Plusieurs études comparatives ont été effectuées entre différents modèles (Hobbs, 2000 ; McIntyre, 2000 ; Ormerod, 2001), mais très peu confrontent les résultats d'un modèle avec des mesures de concentration dans le milieu récepteur (Drew, 2007).

Tableau 4. Etat de l'art des principales méthodes d'évaluation de la qualité de l'air autour d'un CSD de classe 2

	Méthode	Avantages	Inconvénients	Références
Quantification de la gêne	Jury de riverains : Le jury de riverains est constitué par des personnes bénévoles résidant sur des communes limitrophes du site étudié. Ces personnes constituent un réseau de surveillance permanent de la gêne engendrée par le site.	<ul style="list-style-type: none"> - Suivi de l'évolution des impacts sur du long terme. - Indicateur du ressenti de la population. 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures ponctuelles. - Trop de variabilité dans la perception des odeurs entre les personnes. 	Sarkar, 2002 Roebuck, 2004
	Analyse des plaintes : le suivi et l'analyse de l'évolution des plaintes transmises par les riverains donne des informations sur les périodes et les lieux des nuisances olfactives, ainsi que sur leur évolution.	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des lieux et des périodes où l'impact est maximal. - Indicateur du ressenti de la population. 	<ul style="list-style-type: none"> - Subjectivité des habitants. - Variabilité des plaintes en fonction des possibilités de se plaindre et de l'effet de groupe (plaignants organisés en association ou non). - Dépendance du contexte. 	Stretch, 2001 Longhurst, 2004 Schauberger, 2006
	Cartographie des odeurs : cette méthode est basée sur une description olfactive du site afin de localiser les zones de forte émission et d'en déduire l'origine des odeurs. L'étude est réalisée avec un jury de nez composé d'une dizaine de personnes qui se déplacent autour du site et relèvent les caractéristiques qualitatives et intensives des odeurs perçues, ceci pour différentes conditions météorologiques.	<ul style="list-style-type: none"> - Identification et quantification des sources. - Information sur l'étendue de l'impact autour du site. - Très bonne sensibilité de la mesure. 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures ponctuelles. - Variabilité dans le temps, dans l'espace et suivant les personnes. - Impossibilité de faire de la prévision. - Besoin de moyens humains importants. 	Nicolas, 2006 Sarkar, 2003
Mesures de la qualité de l'air sur et autour du site	Mesures physico-chimiques : cette méthode consiste à mesurer tous les composés et à rechercher les composés susceptibles de générer une odeur. Les prélèvements se font dans le biogaz ou dans l'air ambiant à proximité du site.	<ul style="list-style-type: none"> - Exhaustivité de la composition de l'air sur et autour du site. - Identification et quantification des polluants à l'origine des odeurs. - Possibilité de suivi des composés. 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures moyennées sur des temps pouvant être très longs. - Nécessité d'équipements importants. - Non quantification du bruit de fond. 	Chiriach, 2004 Zou, 2003 Davoli, 2003 Termonia, 1998 Allen, 1997
	Mesures d'odeurs : elles permettent d'analyser la concentration d'odeurs sur des échantillons prélevés sur site. Elles sont réalisées à l'aide d'un jury de nez et d'un olfactomètre (appareil permettant de diluer les gaz odorants et de présenter les odeurs au jury) suivant la norme NF X 43-103.	<ul style="list-style-type: none"> - Identification et quantification des sources. - Information sur l'étendue de l'impact autour du site. - Mesure de concentrations très faibles. 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures ponctuelles et en faible nombre. - Impossibilité de faire de la prévision. - Besoin de moyens humains et matériels importants. 	Gostelow, 2003 Bockreis, 2005 Gouronnec, 2004 Bliss, 1996
	Utilisation de nez électroniques : capteurs permettant de mesurer une odeur en continu. Il s'agit de mesurer plusieurs composés ciblés et d'en déduire l'odeur qu'ils peuvent avoir en mélange.	<ul style="list-style-type: none"> - Mesure des odeurs en différents points du site de manière continue et comparable. - Possibilité de comparaison des différentes mesures. 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin d'équipements importants. - Impossibilité de différencier les sources liées au site du bruit de fond. - Manque de fiabilité sur ce type de site. 	Misselbrook, 1997 Stuetz, 2001 Nicolas, 2000 Boholt, 2005
Evaluation de l'émission	Utilisation de chambres à flux ou de tunnels de vent (mesure directe) : ce dispositif, constitué d'une enceinte ouverte posée sur le sol, mesure des émissions surfaciques : ces dernières sont déduites de la variation de concentration dans l'enceinte, du débit de renouvellement d'air et de la surface de sol recouverte.	<ul style="list-style-type: none"> - Outil performant pour comparer plusieurs émissions. - Isolation de la mesure par rapport au bruit de fond. - Possibilité de mesurer les odeurs directement. 	<ul style="list-style-type: none"> - Résultats dépendants du type de chambres utilisées et des conditions d'utilisation. - Nécessité d'un grand nombre de mesures pour évaluer une surface large. 	Leyris, 2005 Sohn, 2005 Reichman, 2002 Jiang, 1996 Sironi, 2005
	Méthodes micro-météorologiques (mesure indirecte) : Déduction des émissions à partir de mesures des gradients de concentration et des champs de vents à proximité du lieu d'émission.	<ul style="list-style-type: none"> - Mesure de l'émission dans des conditions réelles. - Possibilité de mesure de la qualité de l'air en même temps. 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficulté pour mesurer un gradient de concentration, particulièrement si les conditions de vent sont instables. - Besoin d'une grande quantité de mesures. 	Gostelow, 2003
Modélisation de la dispersion	Modèles gaussiens : modèles simulant la dispersion d'un panache de polluants en fonction du vent dominant et de la stabilité de l'atmosphère.	<ul style="list-style-type: none"> - Peu demandeur en ressources informatiques. - Echelle spatiale adaptée. - Nécessité de peu de données d'entrée. 	<ul style="list-style-type: none"> - Validation difficile. - Pas de prise en compte de certains phénomènes météorologiques liés au relief. - Nécessite une vitesse de vent minimum - Echelle temporelle trop large (≥ 1 heure). 	Drew, 2007 De Melo Lisboa, 2006 Schauberger, 2002 Carpentieri, 2005
	Modèles eulériens ou lagrangiens : modèle simulant la météorologie locale et régionale avec dispersion de polluants par résolution des équations modélisant l'atmosphère.	<ul style="list-style-type: none"> - Bonne prise en compte des phénomènes météorologiques liés au relief. - Echelle temporelle adaptée. 	<ul style="list-style-type: none"> - Validation difficile. - Très demandeur en ressources informatiques. - Echelle spatiale généralement trop large. - Quantité de données d'entrée importante. 	Cremades, 2004 Schiffman, 2005 Hernandez, 1997

1.3.3. Domaines de recherche liés à la pollution atmosphérique des CSD

Au vu des travaux présentés dans le Tableau 4, il est possible d'identifier différents domaines de recherche concernant la pollution générée par les CSD de classe 2 :

- **L'étude de la réponse de l'organisme humain à l'exposition à des polluants odorants et toxiques**

La compréhension des mécanismes de l'olfaction est nécessaire. Elle n'est cependant que partiellement connue, et des incertitudes demeurent lorsque les composés odorants sont en mélange ou bien lorsque les conditions extérieures sont variables (température, humidité de l'air...). L'étude de la toxicité chronique des composés en mélange est également nécessaire. Ces domaines d'études relèvent de la toxicologie et de la physiopathologie, et ne seront pas abordés dans le cadre de ce travail.

- **L'analyse de l'évolution des composés en mélange dans l'atmosphère**

Une fois émis dans l'atmosphère, les composés subissent des transformations chimiques. Celles-ci dépendent de leur réactivité et des conditions atmosphériques dans lesquelles ils sont transportés. Ces transformations ne sont que partiellement connues et posent des problèmes lors du choix d'un composé « trace » pour suivre les émissions. Ce domaine fait partie des recherches sur la chimie atmosphérique, qui ne sera pas non plus abordé dans ce travail.

- **L'étude de la fiabilité des informations fournies par la population**

La gêne au sein d'une population peut être quantifiée par une analyse des plaintes ou par la mise en place d'un jury de riverains. Si ces méthodes semblent être les plus aptes à décrire le phénomène de gêne, elles comportent des incertitudes liées à la perception très variable que les riverains peuvent avoir de l'odeur. Les opportunités et moyens de déposer une plainte, l'environnement global et l'organisation ou non des riverains en associations sont aussi des paramètres d'incertitude dont il faut tenir compte. Il s'agit ici d'évaluer jusqu'à quel point ces résultats, qui comportent une grande part de subjectivité, peuvent être analysés comme des données objectives. Cette problématique, ainsi que toutes celles présentées par la suite, seront abordées dans ce travail de thèse.

- **La quantification des émissions**

La modélisation semble être une bonne méthode pour quantifier l'exposition de la population à un CSD. Elle nécessite cependant des données précises d'émissions en polluants comme le profil journalier de chacune des sources. L'utilisation de chambres à flux et de tunnels de vent pour les émissions surfaciques génère des incertitudes sur les résultats : ces derniers sont très dépendants des conditions d'utilisation du dispositif. Aucune norme n'existant quant à leur utilisation, la quantification du biais et les comparaisons entre différentes études ne sont pas possibles. L'analyse micro-météorologique pourrait être très utile pour la quantification des sources « dynamiques » comme l'enfouissement et le compactage des déchets. Elle n'est cependant pas utilisée actuellement en raison de la difficulté pour effectuer des prélèvements et des mesures en de tels endroits.

- **La modélisation de la dispersion des polluants**

Les modèles actuellement utilisés en pollution de l'air ne sont pas bien adaptés à cette problématique. Les modèles gaussiens sont limités dans leur prise en compte des phénomènes météorologiques liés au relief (modélisation simplifiée des inversions thermiques et des vents de pente) et nécessitent une vitesse de vent minimale en entrée sur le domaine. Les modèles météorologiques couplés à des modèles de dispersion semblent plus prometteurs. Ils ne sont actuellement utilisés qu'à grande échelle et nécessitent des adaptations pour pouvoir être appliqués à des échelles locales sur du court terme.

- **La mise en place de techniques pour limiter l'émission des composés dans l'atmosphère**

Plusieurs techniques ont été mises au point et testées pour limiter les émissions et les gênes liées aux dégagements d'odeurs : recouvrement de la surface d'émission, adaptation de l'activité du site à la météorologie, brumisation de produits masquant ou détruisant les odeurs, prétraitement des déchets avant enfouissement, implantation de brise-vents... Les résultats ne sont que partiellement évaluables en raison de la difficulté pour quantifier l'impact global.

L'identification de ces différents thèmes de recherche émane des travaux en cours et correspond aux besoins exprimés par les acteurs liés à cette problématique. Cette identification est utilisée comme base pour élaborer l'approche méthodologique proposée dans ce travail de thèse.

1.3.4. Méthodologie proposée

Comme il a été vu précédemment, la méthode préconisée par la réglementation pour évaluer l'exposition d'une population aux émissions d'un CSD est la modélisation de la dispersion des polluants autour du site. L'étude bibliographique a montré que les principaux problèmes liés à cette méthode relèvent d'une part de la difficulté pour quantifier l'émission, et d'autre part de l'inadaptation des modèles existants à cette problématique. Une question fondamentale se pose également quant à la validation de tels modèles au vu de la difficulté rencontrée pour évaluer la qualité de l'air autour des installations de stockage.

La méthode choisie dans ce travail se base donc sur la modélisation de la dispersion des polluants autour d'un site. Elle propose des solutions aux problèmes liés à la validation du modèle et à l'acquisition des données d'émission. Ici apparaissent donc les principaux thèmes de recherche abordés dans le cadre de ce travail, qui structureront les quatre chapitres de la thèse :

- L'identification d'indicateurs caractérisant la qualité de l'air autour des CSD (chapitre 2),
- la mise en évidence des liens entre la météorologie et la qualité de l'air (chapitre 3)
- l'acquisition des données d'émissions à intégrer dans le modèle de dispersion (chapitre 4),
- la modélisation de la dispersion des polluants autour d'un site au moyen d'un modèle adapté à cette problématique (chapitre 5).

La structure complète de la thèse, décrite plus précisément ci-dessous, est illustrée par le schéma de la *Figure 12*.

Les chapitres 2 et 3 ont pour principal objectif de fournir des informations sur la qualité de l'air autour des CSD en fonction de la météorologie. L'étude se fait sur plusieurs sites pour lesquels des données telles que des inventaires de plaintes, des relevés d'odeur par des jurys de riverains et des mesures de concentration en polluants dans le milieu récepteur sont disponibles sur plusieurs années. L'approche utilisée est basée sur des méthodes statistiques appliquées à ces différents jeux de données. Le chapitre 2 identifie les bons indicateurs de qualité de l'air pour ce type d'étude. Il est suivi dans le chapitre 3 d'une analyse des relations entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air afin d'identifier les conditions favorables aux épisodes de pollution. Un jour représentatif est identifié et sera utilisé lors de

la phase de modélisation. En effet, le modèle ne pouvant simuler la météorologie sur plusieurs années en raison des importantes ressources informatiques nécessaires, il nécessite de choisir à l'avance les jours qui seront modélisés (jours types). Enfin, une évaluation de la possibilité de faire de la prévision à court terme (vingt-quatre heures) en utilisant des méthodes statistiques sera proposée.

Le quatrième chapitre s'intéresse à la quantification de l'émission sur le site d'étude. Celle-ci se fait de deux manières :

- L'évaluation de la chambre à flux comme outil de mesure des émissions surfaciques. Celle-ci se fait par modélisation au moyen du logiciel Fluent. Une application sur site est ensuite proposée : des échantillons sont prélevés sur une alvéole en fin d'exploitation et analysés par un jury de nez dans un laboratoire spécialisé.
- L'évaluation de l'émission globale au moyen d'une méthode micro-météorologique à partir de mesures de concentration de composés organiques volatils (COVs) sur le site à proximité du lieu de déversement des déchets. Les mesures sont faites en continu par chromatographie en phase gazeuse associée à de la spectrométrie de masse (GC/MS).

Cette étude permet d'évaluer ces deux méthodes de mesure de l'émission et d'en déduire un profil d'émission journalier qui pourra être intégré dans le modèle de dispersion.

Le dernier chapitre consistera, après avoir intégré les données de terrain au moyen d'un système d'information géographique (SIG), à évaluer la dispersion des polluants en fonction de la météorologie locale simulée pour les conditions types. Le modèle choisi est le modèle météorologique eulérien ARPS (Advanced Regional Prediction System), auquel a été couplé un modèle de dispersion eulérien. Si son échelle d'étude initiale est, comme pour tous les modèles de ce type, de l'ordre du kilomètre, il est possible de l'utiliser sur des domaines avec une résolution de 100 m pour des pas de temps inférieurs à 1s. Il peut simuler les phénomènes météorologiques tels que les vents de pente et les inversions thermiques, calculés à partir du relief et de la radiation solaire. Les résultats sont validés par comparaison avec des données météorologiques et de qualité de l'air (apparition d'odeurs). Une évaluation en parallèle avec un modèle gaussien sera effectuée pour justifier de l'intérêt d'utiliser un tel modèle. Enfin, une quantification de l'exposition de la population sera proposée en couplant les données de densité de la population avec les données de concentration en polluant.

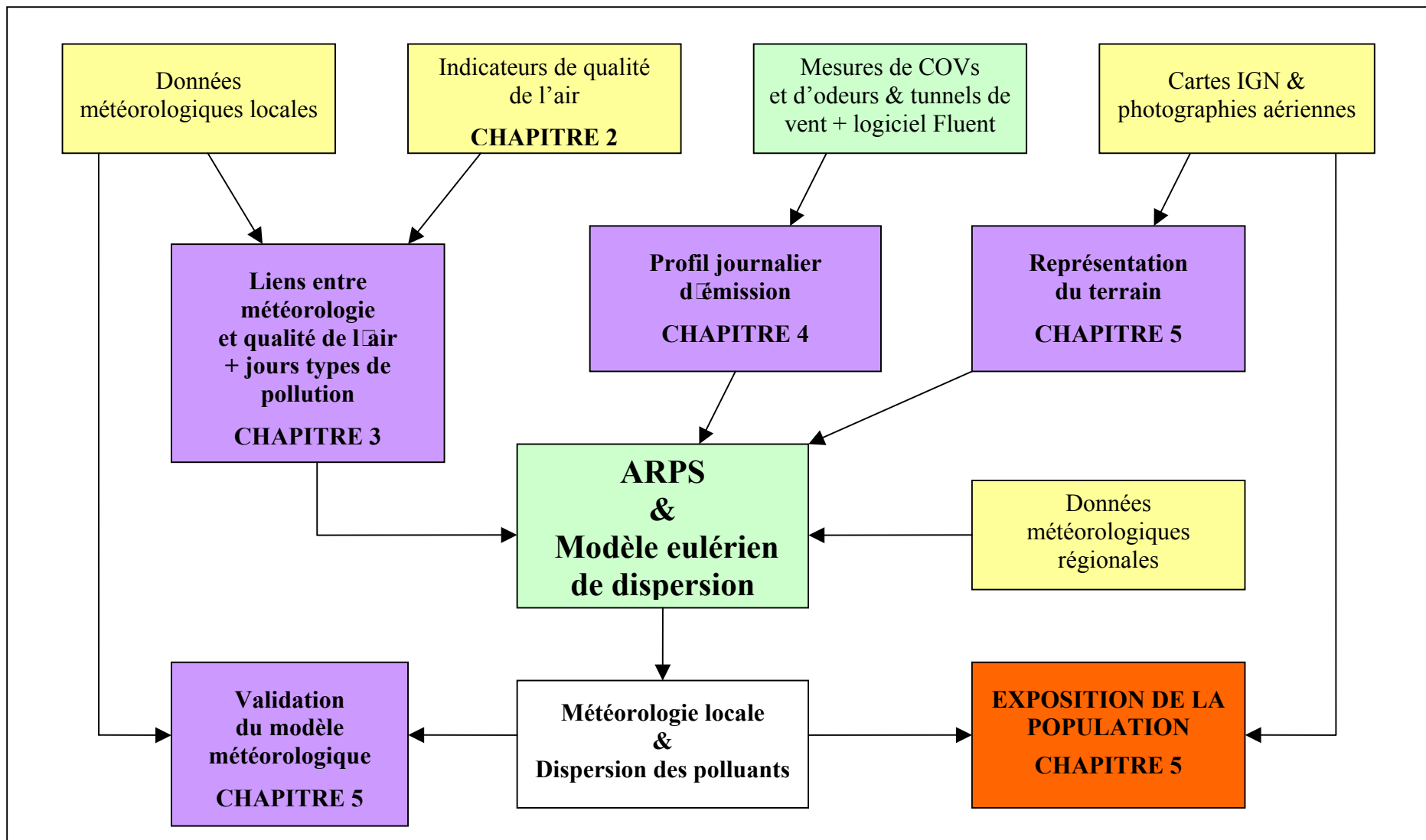


Figure 12. Structure du travail de thèse : données disponibles (jaune), moyens utilisés (vert), objectif final (rouge) et structuration des chapitres (violet)

Chapitre 2.

Identification des indicateurs caractérisant la qualité de l'air autour des CSD

Comme il a été vu dans le premier chapitre, la pollution de l'air générée par les CSD est spécifique et nécessite des indicateurs de qualité de l'air⁵ adaptés. L'objectif principal de ce chapitre est d'identifier ces indicateurs et de les évaluer. L'étude bibliographique du chapitre précédent a montré qu'il existe différents types d'indicateurs possibles. Après les avoir rappelés, une description des sites pour lesquels ces indicateurs ont été utilisés est proposée. Une analyse statistique est ensuite établie afin d'évaluer la fiabilité des données disponibles et de choisir les indicateurs qui seront utilisés pour valider le modèle de dispersion.

2.1. DIFFERENTS INDICATEURS POSSIBLES

Les mesures de concentrations et d'odeurs à la source et dans le milieu récepteur sont les principales méthodes d'évaluation de l'impact d'un centre de stockage. Seules les mesures dans le milieu récepteur semblent intéressantes pour la validation du modèle de dispersion puisqu'elles intègrent l'aspect spatial : une description des différentes techniques possibles et de leur intérêt dans le cadre de ce travail de thèse est maintenant proposée.

- **L'utilisation de nez électroniques**

La mise en place de nez électroniques dans le milieu récepteur permet de mesurer une odeur en continu en différents points autour du site. L'utilisation de tels outils génère cependant d'importantes contraintes :

⁵ Dans ce travail, la notion de « qualité de l'air » recouvre aussi bien les termes « concentration en polluants » que « odeur ».

- la difficulté de discriminer l'odeur du site du bruit de fond : il existe aujourd'hui des moyens pour différencier plusieurs odeurs de manière automatique (Pagé, 1996-2003), mais ceci ne peut s'appliquer au cas des centres de stockage où l'odeur est très variable en fonction de la nature des déchets manipulés (Chiriac, 2004).
- le calibrage des appareils : quelques essais ont été effectués pour des CSD (Perera, 2001), mais les conditions environnementales posent des problèmes de calibrage. En effet les capteurs sont soumis aux conditions extérieures et subissent d'importantes variations de température, d'humidité, auxquelles s'ajoutent les émissions de poussières qui peuvent biaiser les mesures.
- les très faibles concentrations : elles rendent cette méthode difficile à utiliser lorsque l'on s'éloigne de la source de pollution en raison des seuils de détection des appareils.

Ce sont les difficultés pour mettre en place de telles campagnes de mesures, associées au manque de fiabilité des appareils, qui font que cette technique ne sera pas utilisée dans ce travail.

• **Les mesures de concentration en polluants dans le milieu récepteur**

Si les méthodes de mesures quantitatives semblent être les plus précises puisqu'elles évitent le biais lié à la perception de l'odeur, elles ont également des inconvénients importants :

- la durée des mesures : l'usage de mesures dynamiques n'étant pas adapté à ce type de détection (concentrations trop faibles), des capteurs passifs sont mis en place sur le site pendant plusieurs semaines (Chiriac, 2004). Les valeurs de concentration obtenues sont moyennées sur de longues périodes et ne reflètent pas les pics de pollution.
- le bruit de fond : ces mesures ne permettent pas de différencier les composés émis par le site de ceux déjà présents dans l'atmosphère.
- la diversité des composés mesurés : il a été vu précédemment que le nombre de composés recensés sur le site était très important (supérieur à 500). Il faut donc définir à priori les composés « traceurs » qui seront étudiés. Ces composés doivent être chimiquement stables dans l'atmosphère pour assurer un bon suivi et être typiques des émissions du site afin de les différencier du bruit de fond.

Cette méthode sera utilisée dans le but de valider sur du long terme les indicateurs de qualité de l'air utilisés dans cette étude et de définir un composé « traceur » des émissions sur le site étudié.

Les autres méthodes consistent à utiliser des nez humains. Le grand avantage de ces méthodes est la possibilité de mesurer des concentrations très faibles et surtout de différencier l'odeur liée au site des autres odeurs présentes à proximité.

- **La mesure de niveaux d'odeurs autour d'un site**

Cette méthode consiste à mesurer des niveaux d'odeur afin de représenter des courbes d'intensité, ce qui fournit de bonnes informations sur la dispersion géographique des odeurs autour du site. L'utilisation de plusieurs personnes permet une mesure instantanée mais pose des problèmes d'interprétation du fait que ces personnes ont des perceptions différentes de l'odeur. La mesure faite par une même personne se déplaçant sur le site réduit ce biais mais la variabilité de la concentration dans le temps fait qu'il n'est pas possible d'obtenir un contour à un instant précis. Ce type de mesures fournit au mieux une information quasi-instantanée de la dispersion des odeurs, mais ne permet pas de l'évaluer sur une période plus longue (supérieure à quelques heures). Ce sont les raisons pour lesquelles cette méthode n'a pas été retenue.

- **L'analyse de l'inventaire des plaintes des riverains**

Cette méthode semble assez bien adaptée à l'évaluation à la fois géographique et temporelle de la qualité de l'air autour d'un site. En effet, les épisodes de forte pollution sont relevés avec le lieu et la période. Cependant, les riverains n'étant pas toujours présents sur le site au moment des pics, la relation entre plaintes et quantité de l'air n'est pas bijective : une plainte est toujours associée à une période de nuisance, mais l'absence de plainte ne signifie pas obligatoirement une absence d'odeur. De plus, l'inventaire des plaintes dépend de paramètres tels que l'organisation des riverains en association ou non, et les moyens mis à disposition de la population pour déposer une plainte. Les conditions dans lesquelles est perçue l'odeur auront également un rôle important. Tous ces paramètres induisent un biais dans l'utilisation des plaintes comme indicateur de la qualité de l'air. Cette méthode sera largement utilisée dans ce travail puisqu'elle reflète au mieux la gêne liée à la présence d'un CSD.

- **La constitution d'un jury de riverains relevant régulièrement le niveau d'odeur dans l'atmosphère**

Cette méthode pourrait être utilisée en complément de l'inventaire des plaintes. Le jury de riverains permet en plus d'évaluer une qualité de l'air moyenne par des mesures quotidiennes : il relève les épisodes odorants, mais dont l'intensité n'est pas suffisante pour

générer une plainte. Par contre, cette dernière méthode est biaisée par le fait que les riverains ont des seuils de perception des odeurs très différents. De plus, la mesure est instantanée et correspond à un moment particulier de la journée : une mesure négative à une certaine heure ne signifie pas qu'il n'y a aucune odeur pendant la journée. Une discussion sera faite pour évaluer l'intérêt de mettre en place un tel dispositif en complément du relevé des plaintes.

L'utilisation de nez électroniques et la mesure de niveaux d' « iso-concentrations » d'odeurs par des nez humains ne sont donc pas étudiées. Les autres méthodes sont comparées entre elles sur différents sites pour lesquels elles sont disponibles. La description de ces sites est maintenant proposée.

2.2. DESCRIPTION DES SITES TESTS ET DE LEURS CARACTERISTIQUES

Trois sites ont été utilisés dans le cadre de cette étude, deux sont situés en Angleterre et un en France. Ces sites ont déjà fait l'objet de projets de recherche sur leurs impacts environnementaux, et possèdent à ce titre une quantité importante de données.

2.2.1. Description du centre de stockage français

Le CSD français fait partie des plus grandes installations de stockage de déchets avec une capacité de traitement supérieure à 500 000 tonnes de DND par an. Le site se trouve à proximité des habitations, ce qui entraîne régulièrement des plaintes de la part des riverains pour nuisances olfactives. Situé dans une zone vallonnée, il a déjà fait l'objet d'études afin d'évaluer et de réduire son impact sur la qualité de l'air (Batton-Hubert, 2003 ; Chiriac, 2004). Ce site sera utilisé par la suite pour l'étude de modélisation en raison de son implantation dans une zone en relief et des connaissances déjà acquises sur son fonctionnement et son impact sur la qualité de l'air.

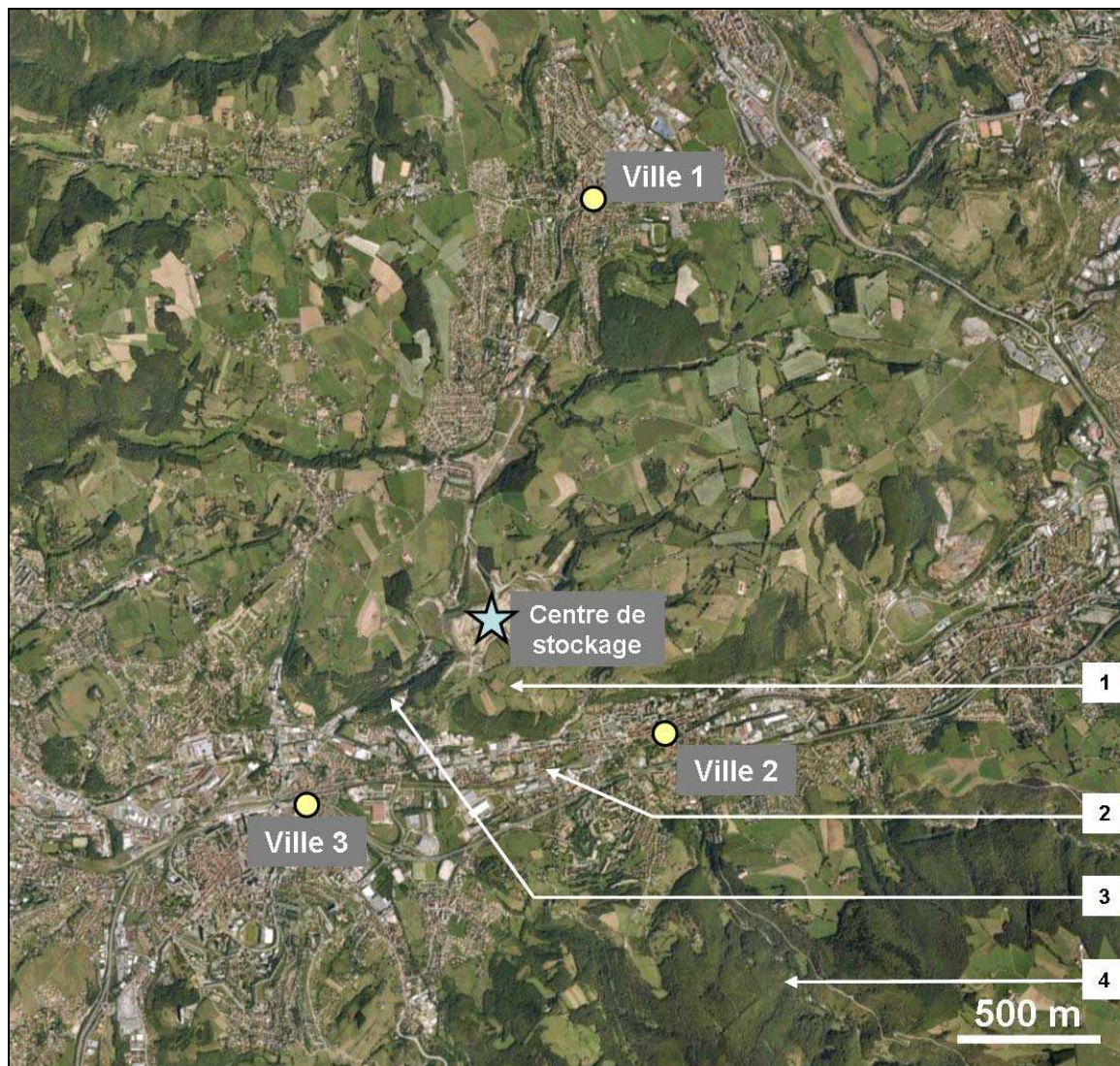


Figure 13. Centre de stockage de déchets français sur lequel a porté en grande partie l'étude (image : Google Earth) : 1. Colline séparant le site de la Ville 2 - 2. Large vallée dans laquelle se trouvent les villes 2 et 3 - 3. Vallée étroite reliant le site à la ville 3 - 4. Massif montagneux au sud du site

- **L'exploitation du site**

L'exploitation a commencé en 1972 et devrait se terminer en 2025. Les déchets sont stockés dans des alvéoles de 8 m de hauteur et d'une superficie moyenne de 5 000 m². L'ensemble du site a une superficie totale de 92,2 ha, dont 47,8 ha sont utilisés pour le stockage. Les déchets sont constitués essentiellement d'ordures ménagères (52 %), de déchets industriels banals (39 % dont 1 % d'amiante liée) et de boues de stations d'épuration urbaines (9 %). La hauteur de déchets actuelle varie entre 30 et 48 m, elle devrait atteindre 90 m à la fin de l'exploitation. Le site possède une station de traitement des lixiviats, plusieurs torchères et une unité de production électrique par valorisation du biogaz. Ce dernier est collecté par un réseau de puits couvrant l'ensemble du massif de déchets.

- **Les caractéristiques du site**

Le site est entouré par trois villes de plus de 10 000 habitants (Figure 13). Il se trouve à une dizaine de kilomètres à l'ouest d'une grande agglomération et en bordure nord d'un massif montagneux. Le terrain est vallonné, avec des différences d'altitudes d'environ 200 m entre les sommets de collines et les fonds de vallées. Le site se trouve à l'intérieur d'une vallée orientée nord-est/sud-ouest, qui débouche au sud-ouest sur une vallée plus large orientée est/ouest. Au nord du site, le terrain est beaucoup moins vallonné.

- **La problématique de la qualité de l'air autour du site**

La proximité des habitations par rapport au site a pour principale conséquence un dépôt de plaintes régulier de la part des riverains des trois communes pour nuisances olfactives, la plus touchée étant la Ville 3 (située en aval du vallon dans lequel est installée l'exploitation). Dix à quinze plaintes sont recensées chaque année. La durée de la nuisance est très variable : les périodes de nuisance peuvent être très courtes (inférieures à une heure) avec une odeur très forte ou beaucoup plus longues avec des intensités d'odeur plus faibles. L'odeur est ressentie en continu ou par bouffées selon les différentes plaintes. Par contre, la qualification de l'odeur est souvent identique : il s'agit d'une odeur d'ordures ménagères. Seules quelques plaintes liées au biogaz ont été recensées. Ceci s'explique par le fait que le biogaz est capté et traité sur site. Suite à cette période de plaintes, l'industriel a développé des dispositifs et un programme de recherche dont l'objectif est de mettre en place des moyens permettant de réduire les nuisances olfactives autour de son site.

- **Les projets de recherche sur la qualité de l'air déjà effectués sur ce site**

Deux projets ont été effectués en parallèle entre 2002 et 2004 sur la qualité de l'air autour du site :

- le projet de recherche PRIMO (Plan de Réduction Intensive et de Maitrise des Odeurs) : ce projet s'est fait en collaboration avec l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne (Batton-Hubert, 2003) et a permis d'identifier les différentes sources d'odeur sur ce site et de proposer des moyens de réduction. En parallèle, une étude micro-météorologique a déterminé plusieurs scénarii météorologiques générant des nuisances olfactives, qui ont été corroborés par les lieux et périodes des plaintes.
- le travail de thèse de Rodica Chiriac (2004) : L'objectif de ce travail, effectué en collaboration avec l'ADEME, était d'évaluer la qualité de l'air sur et autour de plusieurs CSD dont celui étudié ici. Des campagnes ont été effectuées en différents

points, tels les lieux de déversement des déchets, les compacteurs, la station d'épuration, les torchères ou les puits de biogaz, et dans le milieu récepteur.

Ces deux travaux de recherche ont permis de produire d'importantes quantités de données, décrites ci-dessous.

- **Les données disponibles**

Les données ci-dessous ont été obtenues dans le cadre du projet PRIMO :

- les données météorologiques mesurées sur le site toutes les demi-heures pour les années 2002, 2003 et 2004 : température, pression, vent (vitesse et direction), cumul de pluie et humidité,
- le recensement des plaintes : 71 plaintes avec pour la plupart le lieu, l'heure et la durée de la nuisance entre 2002 et 2004,
- les activités de l'exploitant : quantité et nature des déchets enfouis, superficie de l'alvéole en exploitation, date des ouvertures de quai.

Les ouvertures de quai sont des manipulations effectuées sur le site qui durent quelques heures et génèrent de fortes odeurs pouvant persister plusieurs jours. On considère d'après le projet PRIMO qu'une odeur liée à une ouverture peut être perçue jusqu'à 3 jours après la manipulation. Toutes les plaintes qui sont répertoriées dans cette étude ont été confirmées par la venue d'un expert sur le lieu pour constater la nuisance.

Les données présentées ci-dessous ont été obtenues grâce au travail de Rodica Chiriac (2004):

- dix campagnes de mesure de concentration en COV autour du site : 16 COV ont été mesurés en 14 points autour du site pendant une durée allant de un à deux mois selon la campagne,
- une campagne de mesures avec prélèvement dynamique effectuée sur l'alvéole en exploitation qui donne un profil de concentrations pour quelques COV pendant plusieurs heures.

Les mesures de concentrations en COV ont été effectuées par analyse GC/MS (Gas Chromatograph / Mass Spectrometry). Les prélèvements étaient soit dynamiques et analysés sur site après pré-concentration, soit passifs par adsorption sur des tubes Tenax pendant plusieurs semaines et analysés en laboratoire.

Une description numérique du relief autour de ce site est également disponible : celle-ci a été créée au moyen d'un système d'information géographique (ArcGIS) à partir des cartes IGN et des relevés de géomètre fournis par l'exploitant.

Cet ensemble de données obtenues lors des différents projets de recherche font que ce site a été choisi en priorité comme site d'application. Son emplacement, dans une zone vallonnée, est un argument supplémentaire : les capacités du modèle à représenter les conditions météorologiques dans des zones de relief pourront y être évaluées.

2.2.2. Description des centres de stockage étudiés en Angleterre

L'étude a été étendue à d'autres sites anglais pour deux raisons :

- la disponibilité sur une longue période de deux indicateurs de qualité de l'air (les plaintes et les mesures par des jurys de riverains), qui vont permettre d'évaluer l'intérêt de mettre en place un jury de riverains sur le site français en complément des plaintes,
- la vérification que la méthodologie mise en place sur le site français dans ce travail de thèse est transposable à d'autres sites.

Ces sites, situés en Angleterre, sont décrits ci-après.

• Les caractéristiques des sites

Les deux sites, relativement importants, sont espacés de seulement quelques kilomètres (Figure 14). Ils se trouvent dans un relief de plaine, assez éloignés des grandes zones urbanisées mais proches d'autres activités industrielles générant de fortes odeurs, telles les briqueteries et les exploitations agricoles. Contrairement au site français, les deux sites anglais ne créent pas de modification du relief puisque les déchets sont utilisés pour combler des carrières d'exploitation d'argile.

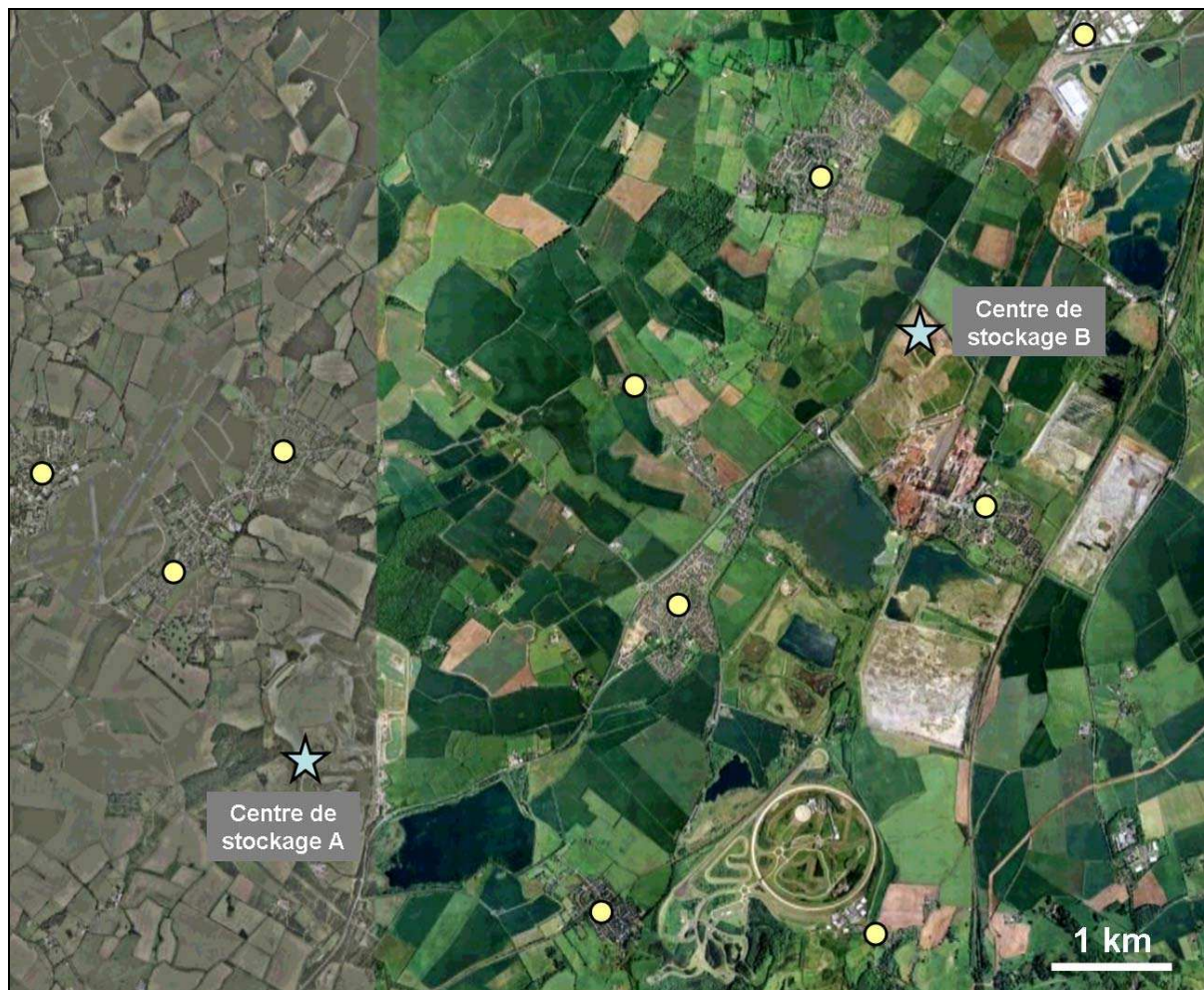


Figure 14. Centres de stockage de déchets anglais sur lesquels ont porté une partie de l'étude (image : Google Earth). Les zones habitées sont représentées par les points jaunes

- **La problématique de la qualité de l'air autour de ces sites**

Des problèmes récurrents de nuisances olfactives ont été enregistrés dans cette région. Si les CSD ne sont pas l'unique source, ils y contribuent grandement. Les autorités locales ont donc mis en place un programme de suivi des odeurs, en collaboration avec l'université de Cranfield, afin d'évaluer la contribution des différentes sources et d'envisager les moyens de réduire leurs impacts sur la qualité de l'air locale.

- **Les projets de recherche sur la qualité de l'air déjà effectués pour ces sites**

Deux projets de recherches sur l'impact environnemental de l'un des sites ont été réalisés par une équipe de recherche de l'Université de Cranfield :

- l'évaluation de l'impact sur la qualité de l'air d'une future extension du site A (Longhurst, 1998). L'étude est composée de deux parties : d'une part l'analyse temporelle des plaintes et des relevés d'odeur pour évaluer l'impact actuel du site,

et d'autre part une étude par modélisation afin de prévoir l'impact futur du site avec ou sans extension. L'étude statistique des plaintes et des relevés a montré une amélioration dans le temps de l'impact global du site, ceci grâce à l'identification des causes des nuisances et à la mise en place d'aménagements permettant de les limiter.

- l'évaluation des aménagements faits sur le site A pour limiter les nuisances olfactives entre 1995 et 2002 (2003) : il s'agit là d'une analyse temporelle du nombre de plaintes et des relevés faits par les riverains autour du site. Elle a mis en évidence la diminution importante de l'impact global à partir de l'année 2000. Elle a également montré qu'il n'existe aucune fluctuation saisonnière de l'impact environnemental autour de ce site et que la part des CSD dans les nuisances olfactives globales est faible par rapport à celle des briqueteries.

Ces deux projets ont permis de faire une première étude sur l'évolution de l'impact des CSD dans le temps à partir des données fournies par les jurys de riverains et les relevés de plaintes.

- **Les données disponibles**

Le suivi des odeurs, mis en place depuis 1994, comprend deux types de mesures d'odeurs, ainsi que des données météorologiques sur un an complet :

- un inventaire des plaintes déposées par les riverains : 371 ont été recensées en 10 ans. Plusieurs moyens ont été mis à la disposition de la population et maintenus tout au long de l'étude afin de limiter les biais liés à la difficulté de déposer une plainte. De plus, chaque plainte est vérifiée par une personne experte du site et une enquête est menée pour identifier la source incriminée : les plaintes sont donc bien liées à des phénomènes de pollution olfactive dont l'origine est l'un des centres de stockage.
- des mesures quotidiennes d'odeurs faites par des habitants sélectionnés pour former un jury de nez autour de chacun des sites : 63 942 relevés ont été effectués en 10 ans, dont 10 362 se sont avérés positifs. Les 64 riverains ayant participé à l'étude ont été sélectionnés après avoir validé des tests olfactométriques en laboratoire : ceux dont l'odorat était trop insensible ou trop sensible ont été éliminés. Il a été demandé aux riverains sélectionnés de faire une mesure quotidienne du niveau d'odeur (sur une échelle allant de 0 à 5) à une heure et un lieu fixe. Les riverains ont du également signaler toute odeur provenant des centres de stockage en plus de la mesure quotidienne, en précisant le lieu et l'heure de la mesure. Nous ne retiendrons ici que

les relevés négatifs ou positifs pour les odeurs liées aux centres de stockage de déchets des sites A et B.

- des données météorologiques mesurées sur le site A entre octobre 1997 et septembre 1998 sont également disponibles. Il s'agit de données horaires de vent (vitesse et direction), d'humidité, de température, de précipitation et de couverture nuageuse.

La comparaison entre les plaintes et mesures faites par les jurys de riverains donnera une information sur la nécessité de composer un jury sur le site français. L'étude de toutes ces données sur la période pendant laquelle les données météorologiques sont disponibles permettra de valider sur un deuxième site l'hypothèse de l'influence de la météorologie locale sur la qualité de l'air.

Une étude est maintenant proposée à partir des données obtenues sur les trois sites afin de comparer entre eux ces différents indicateurs de la qualité de l'air (concentration en COV, proportion de relevés d'odeur positifs par les riverains et quantité de plaintes déposées) et d'évaluer leur complémentarité.

2.3. CHOIX ET EVALUATION DES INDICATEURS DE QUALITE DE L'AIR

Cette étude se structure en trois étapes :

- l'évaluation des plaintes comme indicateur de la qualité de l'air par comparaison avec les mesures de concentrations en COV dans le milieu récepteur (sur le site français),
- l'identification d'un composé « traceur » des émissions sur le site français qui sera utilisé pour représenter la pollution dans le modèle de dispersion,
- l'évaluation de l'intérêt de mettre en place un jury de nez en complément du relevé de plaintes sur le site français.

Ces étapes sont présentées séparément puisqu'elles utilisent des méthodes d'analyse très différentes. Une discussion générale est proposée après la présentation des différents résultats.

2.3.1. Comparaison des plaintes avec les mesures de concentration en COV sur le site français

La comparaison des mesures de concentration en COV avec les relevés de plaintes est faite sur le site français à partir des campagnes de mesure effectuées par Chiriac (2004). Il s'agit de comptabiliser le nombre de plaintes recensées pendant chacune des campagnes de mesure et de vérifier que les périodes pendant lesquelles le nombre de plaintes est élevé correspondent à celles qui ont les concentrations les plus fortes. Les concentrations des 16 composés sont moyennées sur l'ensemble des points de prélèvement. Les résultats des dix campagnes de mesures sont présentés dans la Figure 15. Le graphique montre que les plus fortes concentrations coïncident souvent avec les périodes pendant lesquelles le nombre de plaintes est le plus élevé, à l'exception de la première campagne qui a enregistré les concentrations maximales sans aucune plainte. Ceci peut s'expliquer à la fois par un problème de calibration des appareils de mesure lors de la première campagne, mais également par le manque d'information de la population sur les possibilités de se plaindre. Il faut également tenir compte du bruit de fond qui peut engendrer des biais importants sur les résultats des mesures. Les plaintes semblent donc fournir des informations représentatives de la qualité de l'air autour d'un centre de stockage, cohérentes avec les mesures de concentration et plus précises sur les périodes de pics.

Afin de mettre en évidence ce phénomène de bruit de fond, une analyse spatiale des mesures de concentration a été faite dans le cadre du travail de Master précédant ce travail de thèse (Riesenmey, 2004). L'un des principaux résultats est présenté dans la Figure 16 : il s'agit de la répartition des concentrations pendant la campagne de janvier-mars 2004. Les concentrations les plus fortes sont observées au sud du site, alors que le vent dominant était orienté sud-sud-ouest. Les concentrations élevées proviennent donc des composés émis par l'agglomération située au sud du site. Ce résultat, bien que démonstratif du phénomène, reste cependant épisodique. Les concentrations mesurées lors de la majorité des campagnes présentent une répartition cohérente avec la direction des vents : les concentrations les plus élevées se situent en aval du site. C'est la raison pour laquelle ces mesures vont pouvoir être utilisées pour identifier le composé « traceur » des émissions du site.

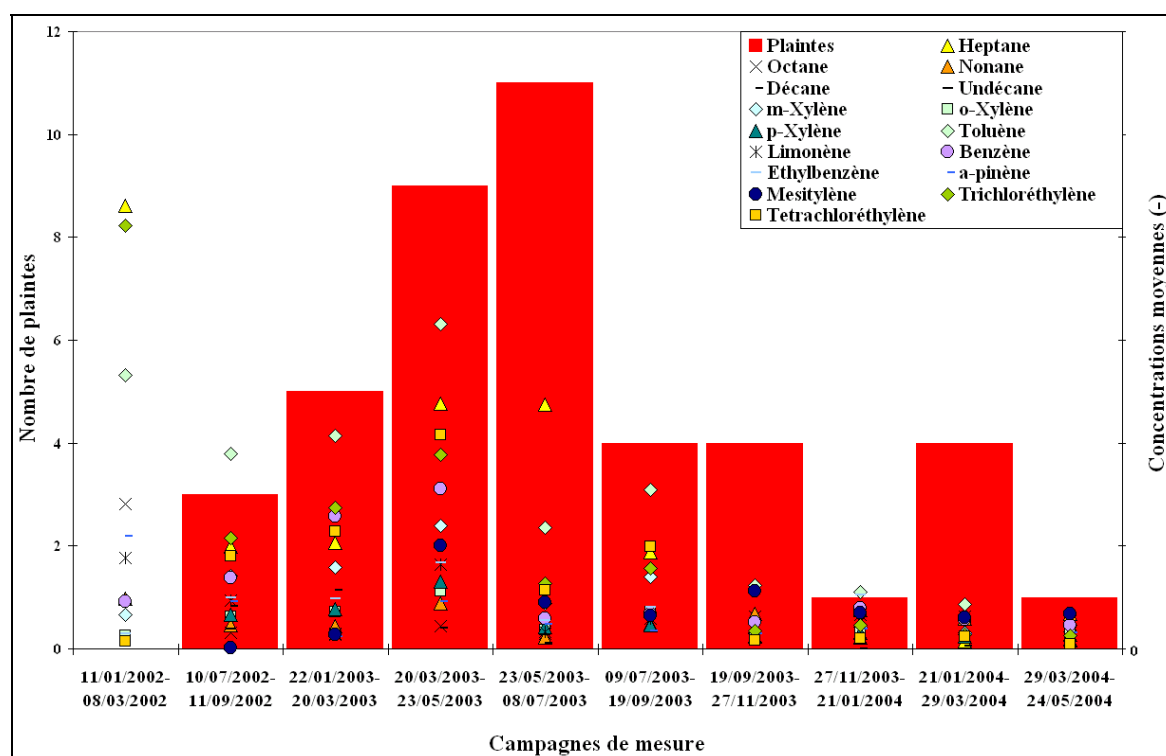


Figure 15. Relation entre les plaintes recensées et les concentrations mesurées lors des dix campagnes par Chiriac (2004)

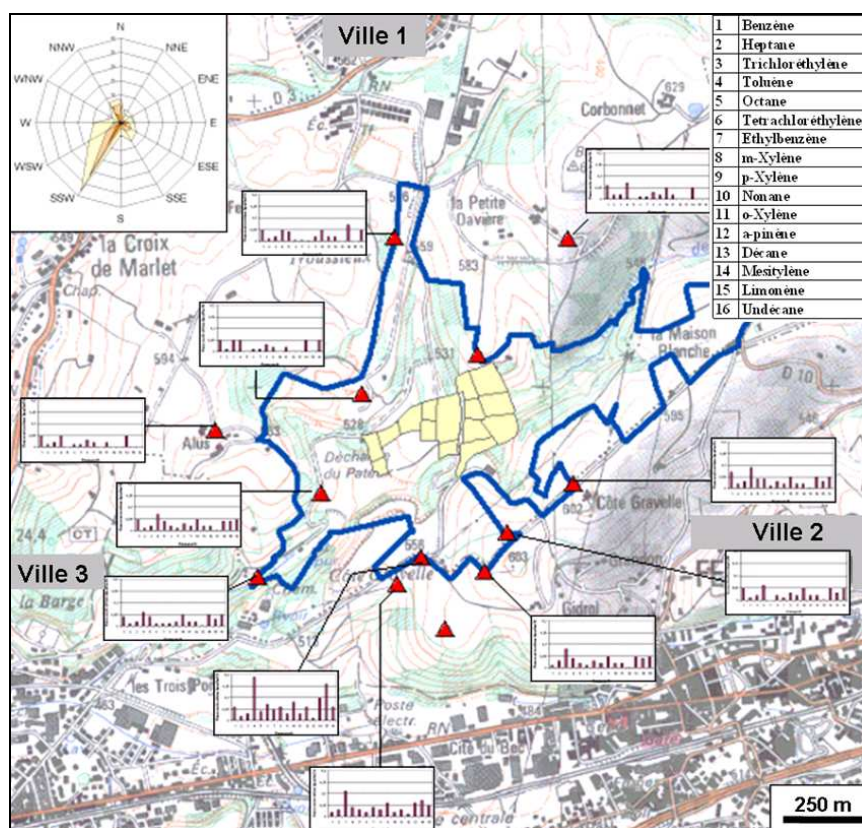


Figure 16. Résultats de la campagne de janvier-mars 2004 (Riesenmey, 2004) (Carte : IGN)

2.3.2. Choix du composé traceur des émissions du site français

Le composé identifié comme « traceur » est celui qui a le comportement (variation dans le temps et dans l'espace) le plus représentatif de l'ensemble des composés mesurés. Une analyse de l'évolution spatiale et temporelle des concentrations des différents composés est par conséquent nécessaire. La méthode choisie est l'analyse par composantes principales (ACP), effectuée au moyen du logiciel SPAD. Elle permet d'étudier les corrélations linéaires entre les 16 variables qui caractérisent les composés étudiés, d'identifier ceux qui ont des évolutions semblables et d'en déduire le plus représentatif pour ce site. L'analyse a été faite sur les 10 campagnes de mesures effectuées entre le 10 janvier 2002 et le 24 mai 2004.

Dans cette analyse, chaque individu correspond à une campagne de mesure et un lieu de mesure : il y a 135 individus. Les 16 variables représentent les concentrations des 16 COV pour chacune des campagnes et chacun des lieux de prélèvement. Pour calculer les corrélations, 16 vecteurs à 135 composantes sont construits et placés dans un espace à 135 dimensions. Les données étant centrées réduites, la longueur de ces vecteurs est de 1. La corrélation entre deux variables est donnée par le produit scalaire des deux vecteurs : si celui-ci est proche de 1, les variables sont corrélées, s'il est proche de -1 , les variables sont anti-corrélées et s'il est proche de 0, il n'y a pas de corrélation. Si on note A la matrice de dimension 135×16 contenant les données centrées réduites, la matrice des corrélations est donnée par la matrice carrée symétrique : $C = A.^tA$.

La matrice montrant les corrélations des composés entre eux est présentée dans le Tableau 5. Une corrélation élevée (supérieure à 0,75) indique que les teneurs en composés évoluent de la même manière. Si plusieurs composés sont bien corrélés entre eux, ce n'est pas le cas de tous. Il paraît donc difficile d'identifier un composé « traceur » représentatif. En étant moins restrictif, le choix s'est porté sur le composé dont le comportement moyen est le plus proche de l'ensemble, c'est-à-dire dont la corrélation moyenne avec les autres composés est la plus élevée. Il s'agit ici du toluène, qui montre une corrélation moyenne de 0,63. Le toluène sera donc utilisé par la suite dans le modèle de dispersion pour évaluer l'exposition des populations.

Tableau 5. Matrice de corrélation permettant d'évaluer les corrélations des composés entre eux

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Benzène	-	0,44	0,39	0,75	-0,03	0,81	0,62	0,82	0,89	0,30	0,85	0,31	-0,07	0,67	0,29	0,51
Heptane	0,44	-	0,83	0,79	0,59	0,48	0,35	0,50	0,52	0,29	0,42	0,51	0,63	0,42	0,39	0,13
Trichloréthylène	0,39	0,83	-	0,81	0,80	0,39	0,28	0,39	0,44	0,46	0,33	0,56	0,77	0,32	0,44	0,20
Toluène	0,75	0,79	0,81	-	0,44	0,80	0,57	0,81	0,83	0,49	0,77	0,59	0,38	0,64	0,45	0,40
Octane	-0,03	0,59	0,80	0,44	-	-0,06	-0,04	-0,05	0,00	0,52	-0,07	0,39	0,89	0,14	0,35	0,05
Tetrachloréthylène	0,81	0,48	0,39	0,80	-0,06	-	0,67	0,90	0,92	0,31	0,89	0,30	-0,09	0,65	0,26	0,48
Ethylbenzène	0,62	0,35	0,28	0,57	-0,04	0,67	-	0,63	0,63	0,22	0,67	0,30	-0,07	0,48	0,20	0,34
m-Xylène	0,82	0,50	0,39	0,81	-0,05	0,90	0,63	-	0,90	0,29	0,91	0,39	-0,07	0,59	0,29	0,40
p-Xylène	0,89	0,52	0,44	0,83	0,00	0,92	0,63	0,90	-	0,38	0,92	0,39	-0,04	0,71	0,26	0,52
0 Nonane	0,30	0,29	0,46	0,49	0,52	0,31	0,22	0,29	0,38	-	0,38	0,35	0,30	0,52	0,38	0,58
1 o-Xylène	0,85	0,42	0,33	0,77	-0,07	0,89	0,67	0,91	0,92	0,38	-	0,38	-0,13	0,71	0,26	0,50
2 α-Pinène	0,31	0,51	0,56	0,59	0,39	0,30	0,30	0,39	0,39	0,35	0,38	-	0,38	0,30	0,61	0,22
3 Mesitylène	-0,07	0,63	0,77	0,38	0,89	-0,09	-0,07	-0,07	-0,04	0,30	-0,13	0,38	-	-0,04	0,28	-0,10
4 Décane	0,67	0,42	0,32	0,64	0,14	0,65	0,48	0,59	0,71	0,52	0,71	0,30	-0,04	-	0,36	0,53
5 Limonène	0,29	0,39	0,44	0,45	0,35	0,65	0,20	0,29	0,26	0,38	0,26	0,61	0,28	0,36	-	0,46
6 Undécane	0,51	0,13	0,20	0,40	0,05	0,48	0,34	0,40	0,52	0,58	0,50	0,22	-0,10	0,53	0,46	-
Corrélation moyenne	0,50	0,49	0,50	0,63	0,26	0,51	0,39	0,51	0,55	0,39	0,52	0,40	0,20	0,46	0,35	0,35

La mesure de toluène ne pourra être utilisée pour valider le modèle en raison de la difficulté de le mesurer en continu dans le milieu récepteur. D'autres indicateurs sont donc nécessaires. Comme il a été montré précédemment, l'analyse des plaintes est une bonne méthode. Elle pourrait être complétée par une mesure d'odeurs par les riverains. L'étude de la pertinence de mettre en place un tel système sur le site français est maintenant proposée.

2.3.3. Etude de la complémentarité des plaintes avec les relevés d'odeurs par un jury de riverains

Cette analyse a pour but d'évaluer la complémentarité des plaintes avec les mesures d'odeurs effectuées par un jury de riverains. Pour cela, une comparaison entre ces deux indicateurs est proposée sur les sites anglais. La démarche consiste à diviser l'espace autour de chacun des sites en 32 zones suivant huit secteurs azimutaux (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) et quatre distances (inférieure à 1 km, entre 1 et 2,5 km, entre 2,5 et 5 km, supérieure à 5 km), puis à comptabiliser pour chacune le nombre total de relevés, le nombre de relevés positifs et le nombre de plaintes pendant les dix ans de mesure. Les zones sont représentées sur la Figure 17. En complément de l'analyse globale, une analyse plus fine est effectuée pour localiser l'emplacement des relevés positifs à chaque jour de plainte. Cette analyse permet d'évaluer si le fait d'avoir des plaintes sur une zone augmente significativement le nombre de relevés positifs sur cette zone. Elle a été faite pour toutes les zones où des plaintes ont été recensées.

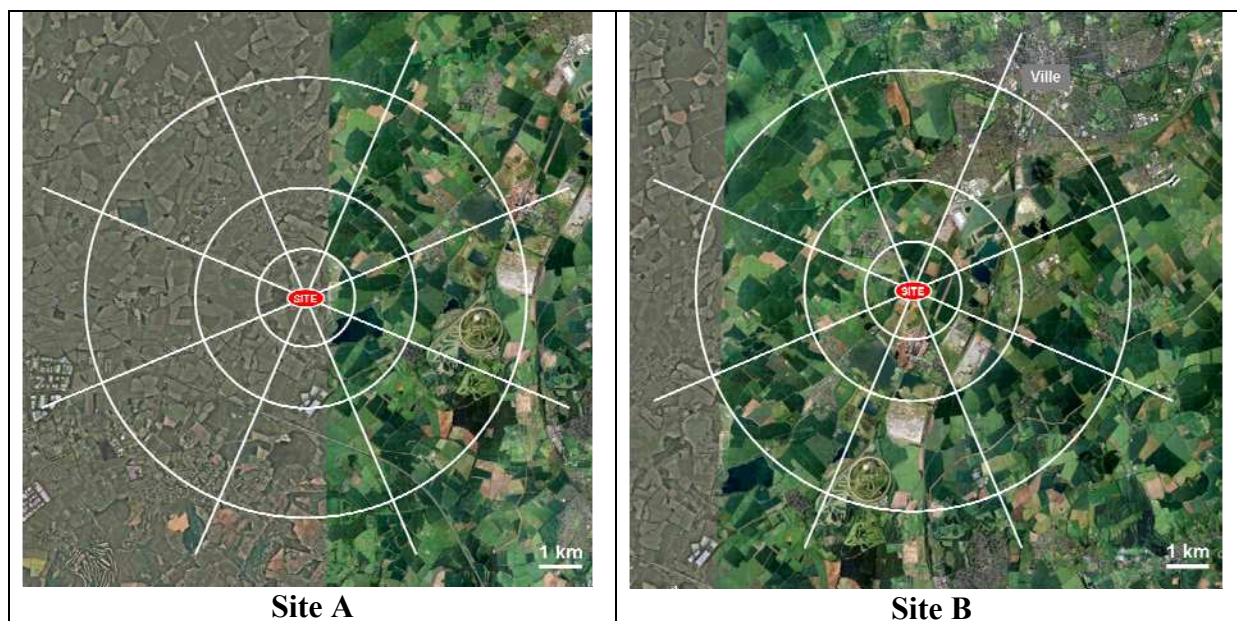


Figure 17. Zones géographiques sur lesquelles les plaintes et les relevés d'odeur sont recensés

Les résultats de l'analyse globale sont présentés dans la Figure 18. Le nombre de plaintes recensées est indiqué en rouge et encerclé, et le nombre total de relevés en bleu (le pourcentage de relevés positifs est indiqué entre parenthèses). Cette figure montre que les zones pour lesquelles le plus grand nombre de plaintes a été recensé ne correspondent pas aux zones où la proportion de relevés positifs est la plus élevée. Un graphique représentant le nombre de relevés positifs et le nombre de plaintes sur chaque zone est proposé dans la Figure 19. La courbe de tendance linéaire, avec un coefficient de détermination de 0,0486, montre bien l'absence de relation entre le nombre de plaintes et la proportion de relevés positifs autour des deux sites.

Les résultats de l'analyse plus fine ne s'intéressant qu'aux jours de plaintes sont présentés dans l'annexe 1. Ils confirment cette absence de corrélation. En effet, le recensement d'une plainte à un endroit donné n'augmente pas significativement le nombre de relevés positifs sur cette même journée dans les zones environnantes. Ce résultat s'explique par la différence de réaction des membres du jury face à une même situation : pour certains une très faible perception sera suffisante à rendre une mesure positive, alors que pour d'autres une perception beaucoup plus forte s'impose. Les statistiques des proportions d'évènements positifs sur les zones au nord du site A et à l'ouest du site B montrent des proportions faibles à proximité du site mais qui augmentent de 15 à 40 % avec la distance (Figure 18). Ces résultats ne peuvent s'expliquer par les concentrations d'odeur différentes en raison de leur

localisation par rapport au site, ils sont donc propres aux riverains effectuant les mesures (phénomène d'accoutumance à l'odeur chez les riverains vivant à proximité). Pour cette raison, l'indicateur des relevés d'odeurs autour du site ne sera pas utilisé pour valider le modèle de dispersion.

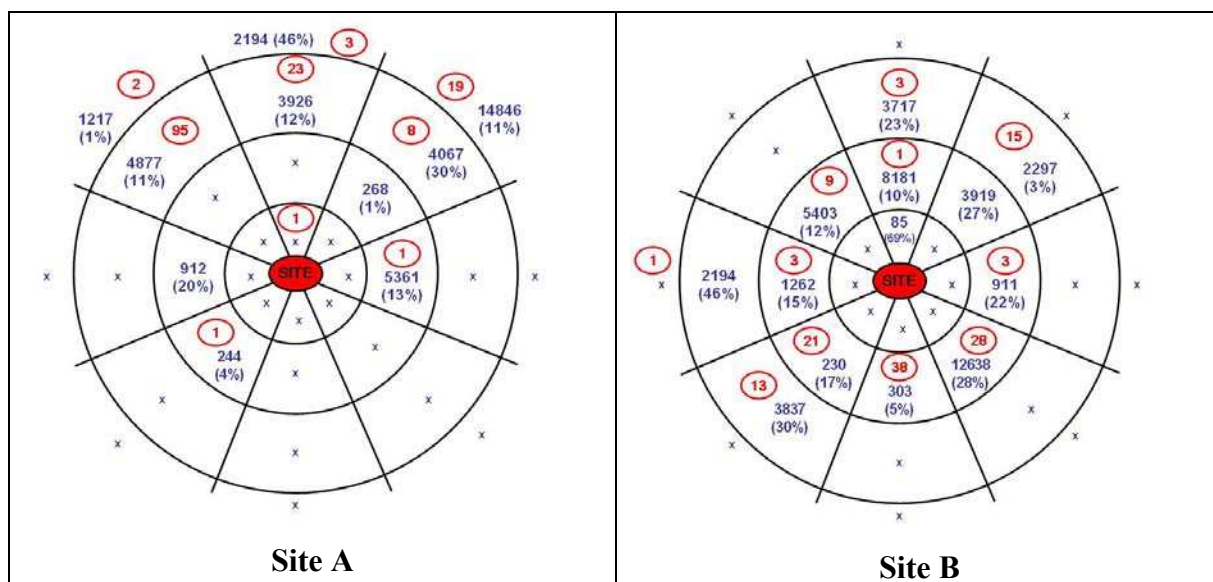
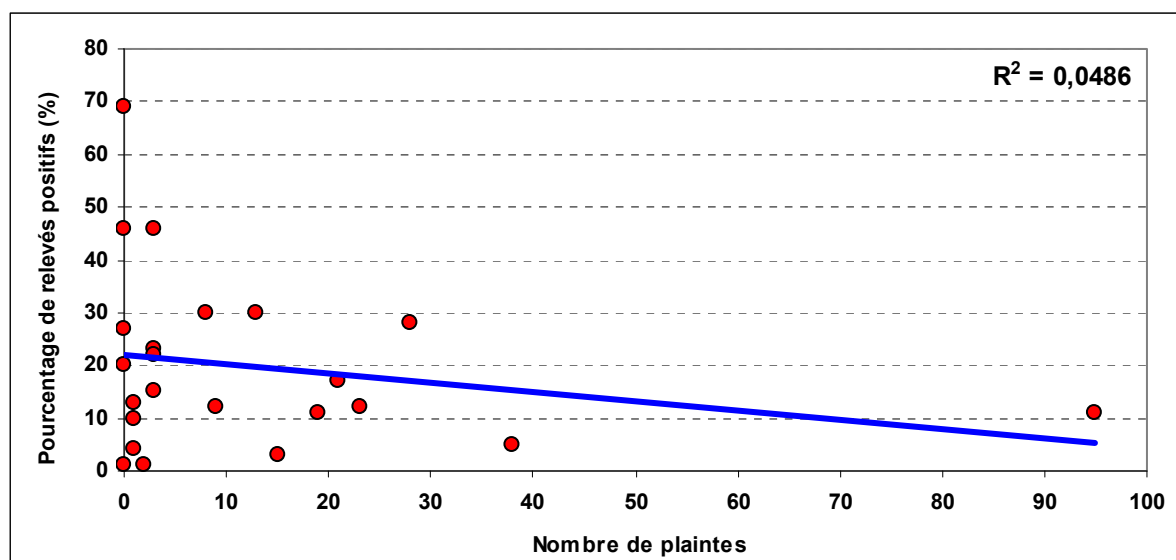


Figure 18. Répartition des plaintes et des relevés d'odeur autour des deux sites (1994-2004) : les nombres rouges entourés correspondent aux nombres de plaintes, les nombres bleus correspondent aux nombres de relevés et le pourcentage entre parenthèses à la proportion des relevés positifs⁶



2.3.4. Discussion et conclusion

Cette étude a permis de comparer différents types d'indicateurs : les concentrations en COV dans le milieu récepteur, le nombre de plaintes et la proportion de relevés d'odeur positifs enregistrés par un jury de riverains.

La première partie a consisté en une évaluation de la fréquence des plaintes par comparaison avec les concentrations moyennes mesurées dans le milieu récepteur. Si les résultats montrent des tendances souvent semblables, la corrélation n'est cependant pas parfaite. L'exception de la première campagne peut s'expliquer à la fois par un problème de calibrage sur les mesures et par l'absence de système d'enregistrement des plaintes. Concernant les autres approximations, il existe deux raisons principales :

- la mesure d'une concentration moyennée sur plusieurs semaines ne représente ni l'intensité ni la fréquence des pics d'odeur à l'origine des plaintes,
- il n'est pas possible de différencier le bruit de fond dans les mesures de concentration.

Ce problème d'identification du bruit de fond ne se pose pas lorsque l'on utilise l'odorat comme système de mesure. En effet, ce dernier est capable de distinguer des odeurs de déchets frais ou de biogaz. **L'utilisation de l'odeur pour caractériser la qualité de l'air semble donc nécessaire : l'analyse des plaintes, cohérente avec les mesures de concentrations sur le long terme et fournissant des informations sur les périodes de pics de pollution, semble être un bon indicateur.**

Si l'odeur donne une bonne appréciation de la qualité de l'air autour du site, il n'est cependant pas possible de quantifier sa concentration avec précision et par conséquent de l'utiliser comme traceur dans un modèle de dispersion. Dans ces cas là, le choix d'un composé représentatif de la pollution s'impose. **Pour le site français, le toluène a été choisi comme composé « traceur ».** En effet, son comportement est le plus représentatif de l'ensemble des composés mesurés dans le milieu récepteur. Ce résultat n'est cependant pas extrapolable à l'ensemble des CSD : les composés émis sont très différents d'un site à l'autre du fait de la variabilité des déchets admis et le toluène n'est pas forcément représentatif des émissions d'un autre site.

La dernière partie de ce chapitre a permis d'évaluer si la mise en place d'un jury de riverains permettait d'améliorer encore l'information sur la qualité de l'air en complément des plaintes. Les résultats montrent une absence complète de corrélation entre ces deux types de mesure. Ceci s'explique par le fait que les riverains ne considèrent pas l'odeur de la même façon. Ce constat rend difficile l'analyse spatiale de la pollution à partir des jurys de riverains. La mise en place d'un tel jury sur le site français n'est donc pas jugée nécessaire. Par contre, la comparaison entre le nombre de plaintes et la quantité de relevés positifs sur un même site montre que les plaintes ne représentent qu'une très faible partie des événements de pollution. Elles représentent les événements les plus critiques, c'est-à-dire ceux qui doivent être évités pour améliorer l'acceptabilité de ces sites dans la population. En conclusion, **seules les plaintes seront utilisées pour valider l'approche par modélisation sur le site français**. Les limites de la fiabilité de cet indicateur, mises en évidence ici, doivent être prises en compte dans les analyses pour la suite de l'étude.

L'ensemble des résultats de ce chapitre est synthétisé dans le Tableau 6. Une évaluation de l'influence des conditions météorologiques sur l'apparition des épisodes de pollution est maintenant proposée dans le chapitre 3. La mise en évidence de cette influence est nécessaire pour développer l'approche par modélisation choisie dans ce travail. Toutes les données obtenues sur les trois sites présentés seront utilisées dans le cadre de cette analyse.

Tableau 6. Résumé des principaux résultats du chapitre 2

Objectif	Site étudié et données utilisées	Méthode	Résultats et interprétation	Conclusion
Analyser la complémentarité des plaintes avec les mesures de concentration dans le milieu récepteur (§ 2.3.1)	<u>Site français</u> - Inventaire des plaintes entre 2002 et 2004 (71 plaintes). - Mesures de COV dans le milieu récepteur (Chiriac, 2004) : 16 composés mesurés pendant 10 campagnes de deux mois entre 2002 et 2004.	<u>Analyse temporelle</u> : Comparaison des concentrations moyennes pour chaque composé avec le nombre de plaintes sur chacune des campagnes. <u>Analyse spatiale</u> : Evaluation de la dispersion des polluants autour du site en fonction du vent (travail de Master : Riesenmey, 2004)	Bonne corrélation entre les résultats sauf pour la première campagne (en raison d'un problème de calibrage des appareils et/ou d'un manque d'information de la population sur les moyens de se plaindre). Bruit de fond pouvant être important sur certaines campagnes mais bonnes corrélations en général entre les concentrations et la direction du vent.	L'utilisation de l'odeur pour caractériser la qualité de l'air semble nécessaire pour éviter tout biais lié au bruit de fond. L'analyse des plaintes, cohérente avec les mesures de concentrations sur le long terme et fournissant des informations sur les périodes de pics, semble être une bonne méthode.
Identifier le composé « traceur » du site français (§ 2.3.2)	<u>Site français</u> - Mesures de COV dans le milieu récepteur (Chiriac, 2004) : 16 composés mesurés pendant 10 campagnes de deux mois entre 2002 et 2004.	<u>Analyse par composante principale</u> (ACP) : calcul des corrélations entre les concentrations en COV et identification du plus représentatif de l'ensemble (utilisation du logiciel SPAD).	Le composé le plus représentatif est le toluène.	Le toluène est choisi comme composé « traceur » des émissions du site.
Evaluer l'intérêt de mettre en place un jury de riverains sur le site français pour compléter la base de données composée de plaintes qui permettra de valider le modèle de dispersion	<u>Sites anglais</u> - Relevés d'odeurs par un jury composé de 64 riverains (63 942 relevés dont 10 362 positifs) entre 1994 et 2004. - Inventaire des plaintes entre 1994 et 2004 (371 plaintes).	<u>Analyse spatiale</u> : Division de l'espace en zones suivant 8 directions et 4 distances par rapport à chaque site, et décompte du nombre de plaintes et de relevés positifs sur chacune de zones. <u>Analyse spatiale</u> : Analyse pour chaque jour de plainte de la répartition des relevés positifs autour du lieu de plainte.	Pas de lien entre le nombre de plaintes et la proportion de relevés positifs en raison de la trop forte variabilité dans la perception de l'odeur par les riverains.	Les données fournies par le jury de riverains ne sont pas exploitables pour de l'analyse spatiale. Le dispositif ne sera donc pas mis en place sur le site français. Seules les plaintes seront utilisées pour valider le modèle.

Chapitre 3.

Analyses statistiques des relations entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air

Les différents types d'indicateurs de la qualité de l'air ayant été choisis et évalués, la prochaine étape consiste à mettre en évidence les liens entre les épisodes de pollution et les conditions météorologiques. L'approche proposée comporte trois volets. Le premier volet consiste en une évaluation globale de différents paramètres susceptibles d'avoir une influence sur la qualité de l'air, tels que les conditions météorologiques et les activités de l'exploitant sur le site. Ceci est suivi d'une évaluation plus fine de la météorologie et de son influence directe sur les épisodes de pollution, avec l'identification des paramètres météorologiques les plus influents sur la qualité de l'air. Enfin, une proposition d'analyse prévisionnelle à un jour de la qualité de l'air est proposée afin de fournir à l'exploitant une information utile pour la gestion de son site.

3.1. ETUDE DES CORRELATIONS ENTRE LA QUALITE DE L'AIR, LA METEOROLOGIE ET LES PARAMETRES DECRIVANT L'EXPLOITATION DU SITE

La première étape vise à évaluer les liens entre la météorologie, les activités sur le site et la qualité de l'air. Elle permet d'une part d'identifier les facteurs météorologiques influents, et d'autre part d'évaluer d'autres paramètres liés à l'exploitation du site qui pourraient avoir un impact sur la qualité de l'air indépendamment de la météorologie.

3.1.1. Méthodologie

La méthode utilisée est, comme pour l'identification du composé « traceur », une analyse par composantes principales. Les variables représentent, en plus des concentrations de chaque composé, la météorologie mesurée par la station implantée le site français (moyennée sur la

durée de chaque campagne) et les données d'exploitation du site synthétisées dans le Tableau 7.

Tableau 7. Variables analysées dans l'ACP en complément des concentrations

CAMPAGNES DE MESURE	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Début des mesures	11/01/02	10/07/02	22/01/03	20/03/03	23/05/03	09/07/03	19/09/03	27/11/03	21/01/04	29/03/04
Fin des mesures	08/03/02	11/09/02	20/03/03	23/05/03	08/07/03	19/09/03	27/11/03	21/01/03	29/03/04	24/05/04
Durée des mesures	57	64	58	65	47	73	70	56	69	57
Concentrations mesurées	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DONNEES METEOROLOGIQUES										
Température moyenne (°C)	5,4	17,2	3,2	11,4	20,3	20,3	9,5	3,2	3,2	9,6
Ecart de température jour / nuit (°C)	8,0	9,9	8,4	12,6	12,9	14,0	9,1	6,1	8,3	9,9
Gel (% de temps)	10,6	0,0	31,2	3,3	0,0	0,0	4,4	31,5	28,8	1,3
Température > 30°C (% de temps)	0,0	0,3	0,0	0,0	6,5	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Humidité moyenne (%)	74,5	79,2	75,9	61,0	62,9	62,6	81,9	86,8	80,1	72,7
Ecart d'humidité moyen (%)	36,8	44,3	40,0	53,8	56,6	56,1	38,1	26,3	37,6	44,4
Humidité < 40% (% de temps)	3,8	4,3	6,7	23,3	22,0	23,2	2,7	0,2	3,7	3,8
Humidité entre 80 et 90% (% de temps)	12,8	19,8	22,8	14,2	12,4	12,6	15,7	18,5	20,5	18,7
Humidité > 90% (% de temps)	40,2	22,5	28,3	11,8	19,2	18,0	42,5	51,3	37,1	21,3
Pression moyenne (hPa)	954	952	955	952	954	950	950	950	953	948
Ecart de pression moyen (hPa)	5,9	3,4	5,6	4,8	4,0	3,9	5,5	6,6	5,1	4,4
Quantité de pluie tombée moyenne (mm/j)	1,35	2,31	0,77	0,80	1,66	1,90	2,21	4,94	1,74	2,13
Temps de pluie (% de temps)	6,2	5,1	4,8	3,4	4,7	3,4	7,2	11,6	7,4	6,5
Vitesse de vent moyenne (m/s)	1,87	1,56	1,90	2,20	1,75	1,44	1,74	2,00	1,91	2,16
EXPLOITATION DU SITE										
Tonnage enfoui (t/j)	1 320	1 050	1 165	1 270	1 400	1 300	1 290	1 200	1 250	1 300
Taille moyenne de l'alvéole en exploitation (m²)	6 800	7 500	5 700	4 530	3 100	5 150	4 310	4 630	9 100	12 325
Nombre d'ouvertures de quai	2	1	2	2	3	2	3	2	1	1
% d'ordures ménagères	52,8	51,8	51,2	55,3	56,8	53,4	48,7	49,8	49,2	49,2
% de déchets industriels banals	26,8	26,3	26,2	21,3	19,1	19,3	20,0	21,2	24,1	24,1
% de boues de STEP	7,1	8,2	8,2	7,6	7,3	5,5	6,6	7,4	7,2	7,0
PLAINTES										
Nombre total de plaintes	0	3	5	9	11	4	4	1	4	1
Plaintes 48 heures après une ouverture de quai	0	0	0	2	6	2	0	1	0	0
Plaintes hors ouvertures de quai	0	3	5	7	5	2	4	0	4	1

3.1.2. Résultats

La Figure 20 représente la projection des différentes variables suivant les deux axes de plus grands facteurs (qui représentent à eux deux plus de 50% de l'information). Une première analyse de ce graphe montre une absence globale de corrélation entre les concentrations et les autres types de données que sont les plaintes, les données météorologiques et les activités liées à l'exploitation du site. Il faut remarquer également l'absence totale de corrélation entre les concentrations et la durée de chaque campagne : le résultat des mesures n'est donc pas biaisé par la durée d'exposition des capteurs. Il est cependant difficile d'obtenir plus d'information à partir de ce graphe. Une analyse plus précise est maintenant proposée à partir de la matrice des corrélations (présentée dans l'annexe 2).

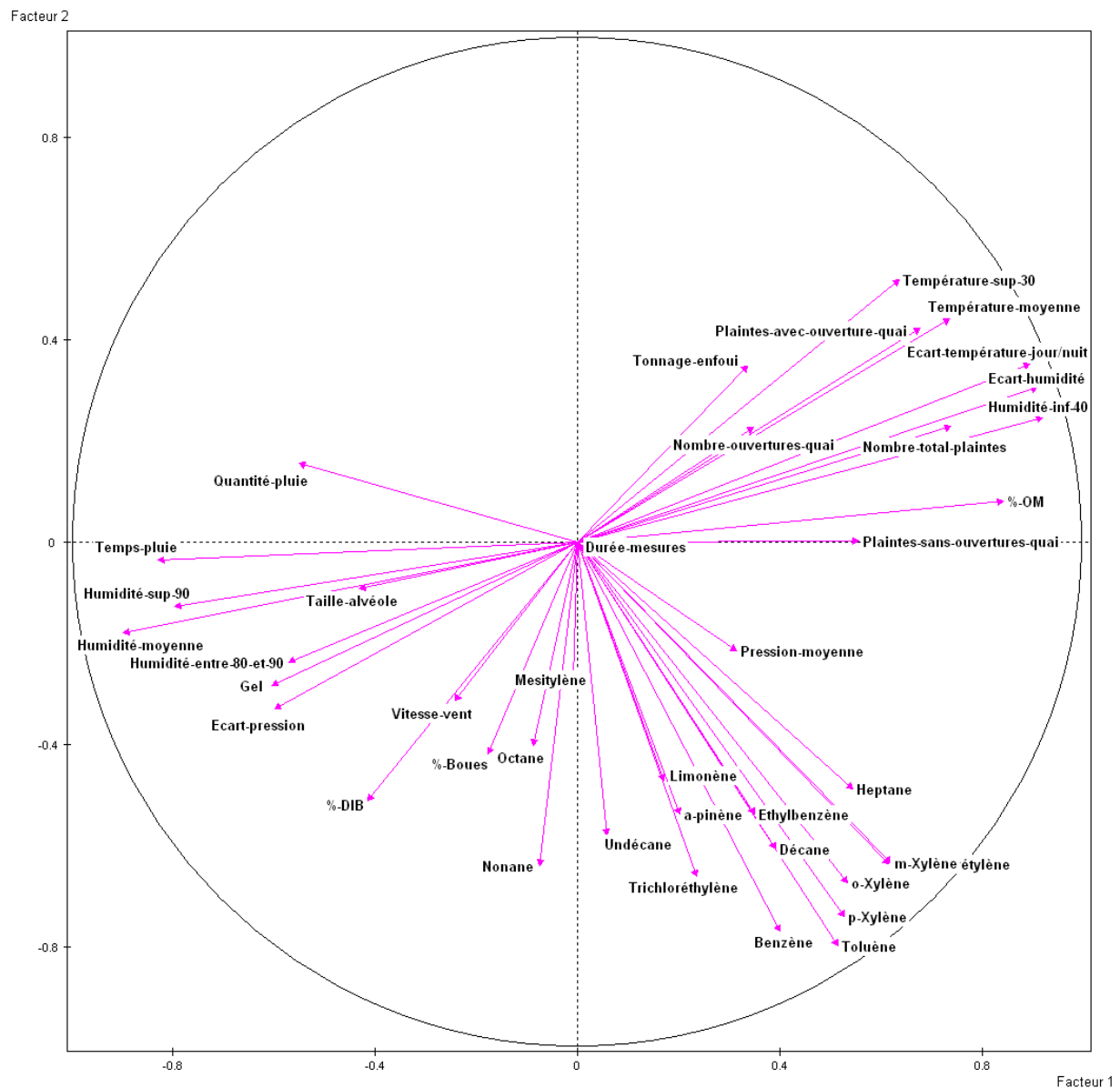


Figure 20. Graphe représentant la projection des différentes variables étudiées suivant les axes factoriels 1 et 2, qui représentent respectivement 30,45 et 19,83% de l'information

- **Corrélation entre les concentrations et la météorologie locale**

Aucune véritable corrélation n'est observée entre les variables météorologiques et les concentrations en polluants (toutes les corrélations sont inférieures à 0,5 en valeur absolue). Seuls les paramètres météorologiques liés à l'humidité (pluie, humidité moyenne...) semblent avoir un faible lien avec les concentrations : ces dernières sont généralement plus élevées par temps sec. Ceci peut s'expliquer par le fait que **la pluie a un rôle d'abatement des composés au sol, ce qui diminue leur concentration dans l'atmosphère.**

- **Corrélation entre les concentrations et les manipulations effectuées sur le site**

Il n'y a également aucune véritable corrélation entre les concentrations et les manipulations effectuées sur le site (taille de l'alvéole, nombre d'ouvertures de quai, tonnage manipulé...). Un faible lien est néanmoins remarquable pour ce qui concerne la composition des déchets, et plus particulièrement la fraction d'ordures ménagères : les corrélations varient de -0,17 à 0,60 avec des valeurs généralement positives (sauf dans 2 cas sur 16). L'heptane a une corrélation de 0,60, d'autres composés ont une corrélation variant entre 0,30 et 0,40 (tetrachloréthylène, toluène, m-xylène et p-xylène). **La plupart des composés, et particulièrement l'heptane, ont pour origine les déchets issus d'ordures ménagères.**

- **Corrélations entre les plaintes et la météorologie locale**

Les résultats donnent dans l'ensemble des corrélations bien meilleures entre les plaintes et la météorologie. Ces corrélations confirment les premiers résultats présentés ci-dessus, c'est-à-dire l'influence importante des paramètres liés à l'humidité : **un temps sec favorise les épisodes de pollution.** Les corrélations entre le nombre de plaintes et les différents paramètres liés à l'humidité varient entre 0,54 et 0,77 (en valeur absolue). **Une température élevée avec de forts écarts jour/nuit semble également favoriser les épisodes d'odeur.** Ceci s'applique d'avantage aux plaintes liées à des ouvertures de quai : cette manipulation, en remettant à l'air libre des déchets en état de décomposition avancée, peut provoquer des réactions bio-physico-chimiques à l'origine des odeurs. Ces réactions sont accélérées par les fortes températures. Il faut noter également que les habitants sont plus incommodés par l'odeur en été, saison plus propice pour vivre en extérieur et donc être exposés. Par contre, aucune corrélation n'est observée entre le nombre de plaintes et le vent ou la pression. Il semble simplement y avoir un faible lien entre les écarts de pression et les plaintes : **les forts écarts de pression limiteraient les épisodes de pollution.** Ceci peut s'expliquer par une variation rapide des conditions météorologiques qui engendrerait, par déstabilisation de l'atmosphère, une dispersion des polluants.

- **Corrélations entre les plaintes et les activités sur le site**

Le nombre de plaintes est corrélé à plusieurs activités spécifiques au site : en particulier la taille de l'alvéole et la composition des déchets. Une alvéole de grande taille (de l'ordre de 10 000 m²) exploitée seulement sur une partie et recouverte sur l'autre semble plus efficace pour limiter les émissions qu'une seule alvéole de 5 000 m² exploitée sur toute sa surface (corrélation de -0,56). Comme il avait déjà pu être remarqué avec l'analyse des

concentrations, **une forte proportion de déchets issus d'ordures ménagères est un facteur favorisant les plaintes** (corrélation de 0,68), **alors qu'une forte proportion de déchets industriels banals beaucoup moins réactifs et donc moins odorants serait un facteur limitant** (corrélation de -0,54).

Les conditions météorologiques ne sont pas les seules variables influençant la qualité de l'air. Ce constat ajoute encore une incertitude sur l'analyse directe des liens entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air.

Une analyse plus fine concernant uniquement les facteurs météorologiques et leur influence directe sur la qualité de l'air est maintenant proposée. Le but est de caractériser les conditions favorables aux épisodes de pollution pour pouvoir les modéliser par la suite.

3.2. ANALYSE DES RELATIONS ENTRE QUALITE DE L'AIR ET CONDITIONS METEOROLOGIQUES

La méthode choisie a été développée en grande partie par Kalkstein (1987) et est largement utilisée aujourd'hui (Green, 1999 ; Kim Oanh, 2005 ; Sfetsos, 2005). Elle consiste à classer les jours suivant leurs conditions météorologiques afin d'identifier les différents types de temps, puis d'analyser leurs liens avec la qualité de l'air. Cette méthode se décompose en plusieurs étapes :

- le choix des variables représentant la météorologie quotidienne,
- une analyse par composantes principales de ces variables afin de vérifier l'absence de corrélation (objectif de réduction maximale du nombre de variables étudiées),
- une classification hiérarchique ascendante suivie d'une analyse de la courbe des indices de niveaux pour définir le nombre de classes,
- l'affectation des jours dans les classes afin de caractériser chacun des types de temps par une méthode d'agrégation autour des centres mobiles,
- une analyse temporelle et spatiale des relations entre les différents types de temps identifiés et la qualité de l'air.

Parmi toutes ces étapes, seules la première et la dernière présentent des aspects particuliers et seront développées dans cette partie. La démarche complète est présentée en annexe 3 dans le cas des sites anglais.

3.2.1. Choix des variables représentatives

Quatre jeux de données météorologiques ont été analysés dans cette étude, trois sur le site français (stations météorologiques sur le site et à 10 km au nord, et radiosondage) et un sur le site anglais (station météorologique sur le site). Les données issues du radiosondage et de la station météorologique sur le site sont utilisées pour donner la meilleure représentativité de la météorologie locale (sur le site) et régionale (en altitude) au niveau du site français. Une étude de leur complémentarité est proposée. L'étude des données de la station météorologique au nord du site français a pour but de déterminer la représentativité de la station (analyse de la perte d'information liée à la distance entre la station et le site). Ceci permet d'évaluer la nécessité de placer une station sur le site pour y définir les conditions météorologiques. L'analyse des données sur les sites anglais est utile pour valider l'approche sur d'autres sites et montrer l'applicabilité de la méthode à une échelle plus globale.

Avant d'être analysées, les données météorologiques doivent être réduites en un minimum de variables représentatives de l'ensemble des conditions. L'objectif de cette étape est donc de définir les variables afin qu'elles soient le moins nombreuses possible tout en limitant la perte d'information associée. Les variables météorologiques choisies pour représenter les conditions météorologiques locales (au sol) et régional (en altitude) dans l'étude sont décrites ci-dessous. Une description plus spécifique des variables représentant le vent et la stabilité de l'atmosphère est également proposée.

- Représentation des conditions météorologiques locales

La représentation des variables météorologiques locales est donnée dans le Tableau 8. Elles sont utilisées sur les différents sites en fonction des données disponibles. Le vent est difficile à représenter du fait de sa variabilité qui peut avoir une forte influence sur la dispersion des polluants. Sa caractérisation est décrite ci-dessous. Les équations de chacune des variables sont présentées dans les annexes 3 et 4.

Tableau 8. Représentation des variables météorologiques locales utilisées pour la représentation des types de temps

Variable météorologique	Variable représentative	Description	Utilisation
Température	<i>Tmoy</i>	Température moyenne sur la journée	Tous les sites
Pression	<i>Pmoy</i>	Pression moyenne sur la journée	Site français
Humidité	<i>Hmoy</i>	Humidité moyenne	Tous les sites
Pluie	<i>Pluie</i>	Cumul de pluies sur la journée	Tous les sites
Couverture nuageuse	<i>Tdiff</i>	Différence de température entre le jour et la nuit	Site français
	<i>CN</i>	Couverture nuageuse moyenne sur la journée (0=clair à 8=couvert)	Sites anglais
Direction et force du vent	<i>Umoy</i>	Projection du vecteur « vent moyen » suivant la direction ouest-est	Tous les sites
	<i>Vmoy</i>	Projection du vecteur « vent moyen » suivant la direction sud-nord	Tous les sites
Instabilité du vent	<i>Inst</i>	Variabilité du vent sur la journée par rapport au vent moyen	Tous les sites
	<i>DiVi</i>	Type de variabilité (0=force à 1=direction)	Tous les sites

- Description du vent

Dans la plupart des études (Green, 1999), le vent est représenté par sa vitesse moyenne et sa direction moyenne (Figure 21). Or la Figure 22 montre qu'un même signal moyen peut représenter des conditions de vent très différentes sur l'ensemble de la journée. Les schémas en haut de la Figure 22 montrent une journée « ventée » d'après les données moyennées, et les schémas du bas montrent une journée « sans vent ». L'instabilité du vent n'est pas représentée, alors qu'elle a une forte influence sur la dispersion des polluants. Cette dernière se caractérise par la répartition des points autour de la moyenne (cercles rouges sur les schémas). Afin de la prendre en compte, deux variables ont été ajoutées : elles représentent la forme du nuage de points autour du barycentre. Ce qui fait un total de quatre variables pour représenter le vent quotidien : *Umoy*, *Vmoy*, *Inst* et *Divi*.

Umoy et *Vmoy* sont les coordonnées cartésiennes du vecteur vent moyen sur la journée suivant les directions ouest-est et sud-nord respectivement. *Inst* représente l'instabilité totale (direction et intensité) des vents par rapport au vent moyen. Une valeur de *Inst* élevée correspond à un vent instable. Mathématiquement, *Inst* correspond à l'inertie totale des points du nuage par rapport au centre, c'est à dire à la distance euclidienne moyenne entre les points et le centre (*dI* sur la Figure 21 à gauche).

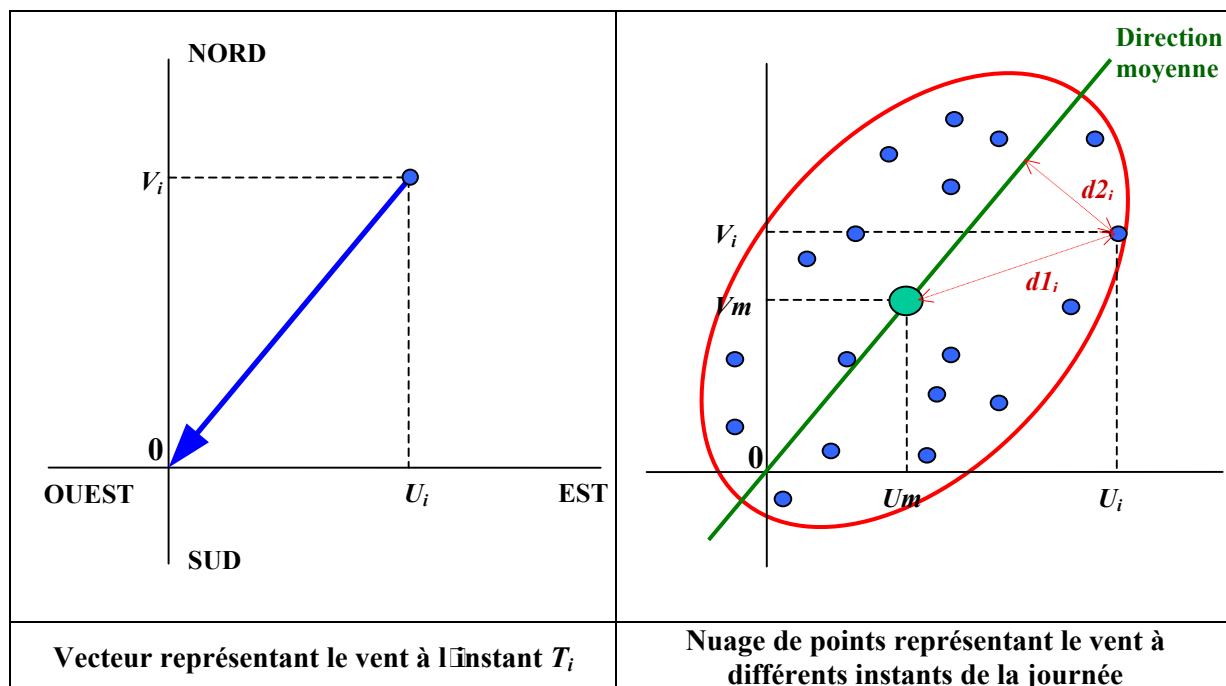


Figure 21. Représentation des vents dans un repère cartésien

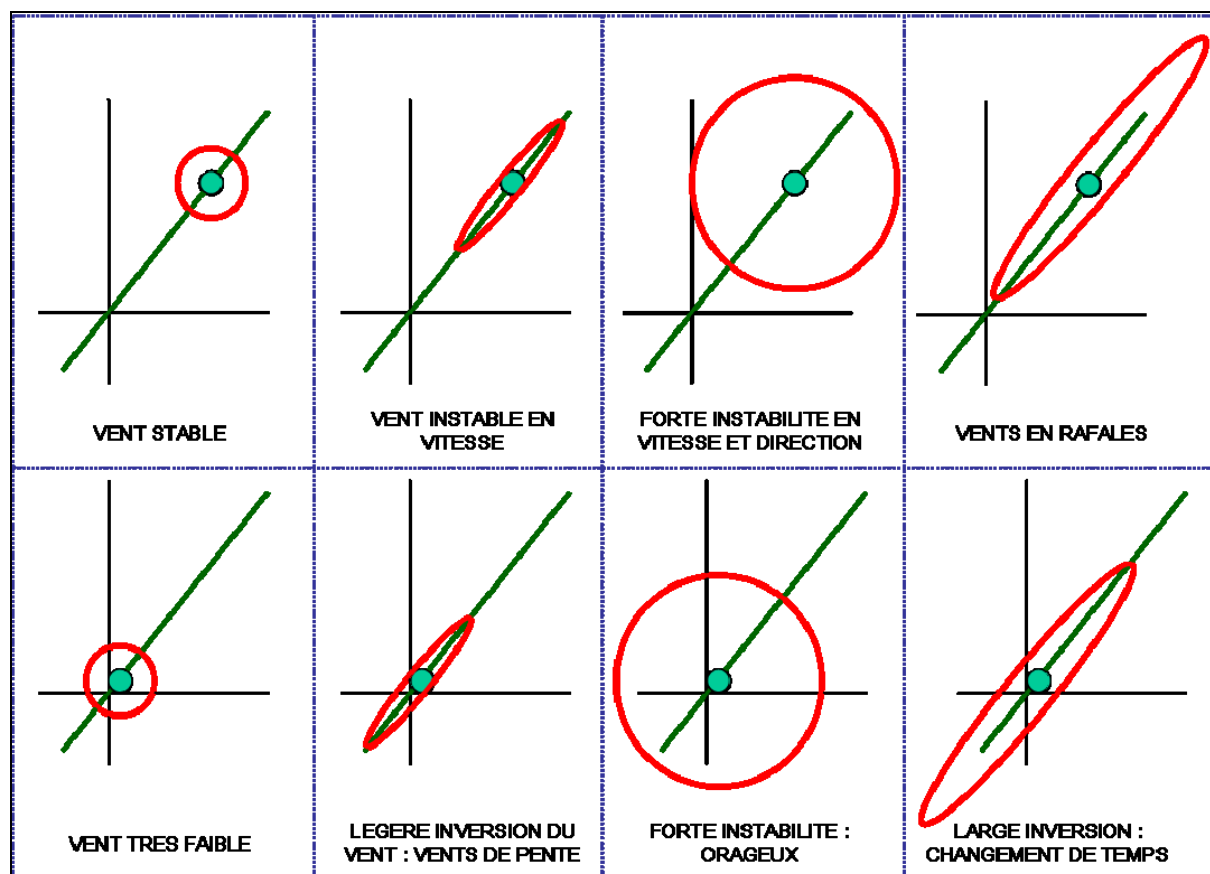


Figure 22. Représentation des différentes conditions de vents sur une journée : les schémas du haut et du bas représentent respectivement une journée « ventée » et « sans vent » d'après l'étude du vent moyen. Le cercle rouge représente la répartition des points autour de la moyenne

DiVi permet de décrire le type d'instabilité (instabilité en direction ou en vitesse). Si *DiVi* est proche de 0, le vent est instable en vitesse (rafales) et sa direction reste globalement la même mais peut s'inverser. Si *DiVi* est proche de 1, le vent est très instable en direction mais assez stable en vitesse. Mathématiquement, *DiVi* représente l'allongement du nuage de points le long de la droite passant par l'origine et le barycentre du nuage (rapport moyen de la distance d_2 sur la distance d_1 (Figure 21)).

- Représentation des variables météorologiques régionales

Les conditions météorologiques régionales sont mesurées par radiosondage toutes les 12 heures à environ 70 km à l'est du site. L'étude est faite sur les années 2002, 2003 et 2004. Les données, obtenues auprès de l'University of Wyoming⁷, contiennent pour différents niveaux de pression les paramètres d'altitude, de température, d'humidité relative et de température du point de rosée, et enfin de vitesse et direction du vent. Les mesures ne sont pas faites à des altitudes fixes, mais à des altitudes correspondant à des niveaux de pression fixes. Les deux niveaux choisis pour l'étude sont 850 hPa et 500 hPa. Le seuil de 850 hPa est atteint pour des altitudes variant entre 1 250 et 1 650 m, ce qui permet de décrire les basses couches de l'atmosphère sans subir l'influence de la présence du sol. Le seuil de 500 hPa correspond à des altitudes entre 5 000 et 6 000 m. Il s'agit là de la limite supérieure au-delà de laquelle les mesures ne sont plus régulières. L'état de l'atmosphère entre ces deux altitudes est décrit par les 12 variables présentées dans le Tableau 9. Les variables représentant la stabilité de l'atmosphère sont expliquées ci-dessous. Les formules permettant de calculer ces variables à partir des données météorologiques sont présentées dans l'annexe 4.

Tableau 9. Représentation des variables météorologiques régionales utilisées pour la représentation des types de temps

Variable météorologique	Variable représentative	Description
Vent	Umoy-850	Vent moyen suivant la direction ouest-est pour l'altitude '850 hPa'
	Umoy-500	Vent moyen suivant la direction ouest-est pour l'altitude '500 hPa'
	Vmoy-850	Vent moyen suivant la direction sud-nord pour l'altitude '850 hPa'
	Vmoy-500	Vent moyen suivant la direction sud-nord pour l'altitude '500 hPa'
Risque de précipitations	Rmoy-850	Différence moyenne entre la température réelle et le point de rosée (à '850 hPa')
	Rmoy-500	Différence moyenne entre la température réelle et le point de rosée (à '500 hPa')
Stabilité de l'atmosphère	GM-0h	Gradient moyen de température entre les altitudes '500 hPa' et '850 hPa' à 0h
	GM-12h	Gradient moyen de température entre les altitudes '500 hPa' et '850 hPa' à 12h
	GM-24h	Gradient moyen de température entre les altitudes '500 hPa' et '850 hPa' à 24h
Risque d'inversion thermique	Ecart-0h	Ecart maximal de température entre le gradient réel et le gradient moyenné à 0h
	Ecart-12h	Ecart maximal de température entre le gradient réel et le gradient moyenné à 12h
	Ecart-24h	Ecart maximal de température entre le gradient réel et le gradient moyenné à 24h

⁷ Données disponibles en libre accès sur le site internet de l'University of Wyoming à l'adresse internet : <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html>

- Description de la stabilité de l'atmosphère

La stabilité de l'atmosphère est généralement associée au gradient thermique. Il s'agit donc de décrire le gradient thermique entre 1 500 et 5 000 m d'altitude. Pour cela, deux variables sont utilisées : le gradient moyen et l'écart maximal entre la température mesurée et la température attendue si le gradient était constant sur toute la hauteur. Ce dernier paramètre, schématisé dans la Figure 23 par la distance d , a pour but d'évaluer le risque d'inversion thermique (phénomène limitant la dispersion des polluants) : plus la distance est grande, plus le risque d'inversion est élevé.

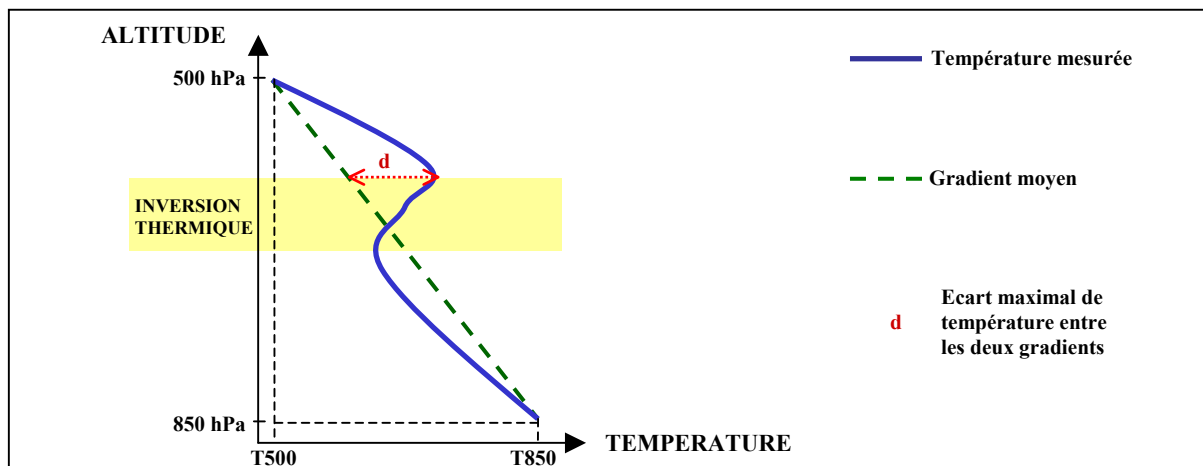


Figure 23. Description du gradient thermique utilisé pour évaluer la stabilité de l'atmosphère

Après avoir vérifié l'absence de corrélation, toutes ces variables sont analysées par des méthodes statistiques de classification qui permettent d'identifier les différents types de temps. L'étape suivante est le recoupement de ces résultats avec les mesures de qualité de l'air afin d'identifier les conditions les plus favorables aux épisodes de pollution.

3.2.2. Méthode d'analyse des relations entre les types de temps et la qualité de l'air

La méthode utilisée pour caractériser l'influence des types de temps sur la qualité de l'air est une simple comparaison entre la qualité de l'air moyenne et la qualité de l'air de chaque classe. Une forte proportion de plaintes dans une classe indique un type de temps très favorable aux épisodes de pollution.

Etant donné la faible quantité de données disponibles (71 plaintes en trois ans), il est difficile de savoir si la variation de la qualité de l'air dans une classe est significativement différente de la qualité de l'air moyenne. Pour résoudre ce problème, un test d'hypothèse est proposé en complément de la méthode de Kalkstein (1987) décrite ci-dessus. Ce test, en calculant une valeur Tk en fonction de l'effectif de la classe et de l'écart par rapport à la moyenne, permet de dire si l'écart dans une classe est significatif avec un risque d'erreur de 5 % ($|Tk| > 1,96$). Le test, couramment utilisé en analyse statistique, est décrit dans l'annexe 3. Pour les types de temps identifiés comme favorables aux épisodes de pollution, une analyse spatiale est proposée afin de localiser les zones géographiques les plus touchées par la pollution.

L'analyse est effectuée sur le site français à partir des différentes sources de données météorologiques disponibles :

- mesures sur site pour caractériser les conditions météorologiques locales,
- mesures par radiosondage pour caractériser les conditions météorologiques régionales,
- combinaison des mesures locales et régionales pour évaluer les gains ou pertes d'informations associés à la prise en compte de l'ensemble des données,
- mesures locales effectuées à 10 km au nord du site pour évaluer la perte d'informations associée à l'éloignement du lieu de mesure par rapport au site.

Le seul indicateur de qualité de l'air utilisé pour toute cette étude est le risque d'avoir une plainte dans la journée.

3.2.3. Identification des conditions météorologiques favorables aux épisodes de pollution : résultats suivant les différentes données météorologiques utilisées

Les résultats sont présentés sous forme de tableaux dans lesquels apparaît la description de chaque type de temps identifié, sa fréquence globale et le risque de plaintes qu'il engendre. Le test statistique de significativité sur la variation de qualité de l'air est effectué pour chaque type de temps. Les types de temps représentés en gras et surlignés sont ceux pour lesquels le test indique une variabilité significative avec un risque d'erreur de 5%.

3.2.3.1. Résultats de l'analyse à partir des données météorologiques locales mesurées par la station sur le site

Le Tableau 10 décrit les types de temps obtenus à partir des données météorologiques mesurées sur le site. Neuf classes, correspondant chacune à un type de temps, ont pu être identifiées. Deux d'entre elles présentent des variabilités significatives concernant la qualité de l'air : la classe 6 génère une bonne qualité de l'air à l'inverse de la classe 1. La comparaison de ces deux classes permet de dire que **le taux d'humidité et la pluie sont des paramètres explicatifs. La vitesse du vent semble aussi avoir un effet sur la qualité de l'air.** Les classes 1 et 2 sont les plus favorables aux épisodes de pollution. En effet, elles représentent à elles deux 36 % des jours et regroupent 63 % des plaintes. Elles correspondent à des temps secs, ensoleillés et sans vent, en hiver et en été. **La température ne semble donc pas être un paramètre explicatif de la qualité de l'air.**

Tableau 10. Description des types de temps locaux obtenus à partir de la station météorologique sur le site et risque de plaintes associé

Classe	Effectif	Importance de la classe	Nombre de plaintes (*)	Risque de plaintes	Description
C1	236	22,0 %	33 (10)	0,140	Temps très chaud et sec, vents très faibles et tourbillonnants
C2	151	14,0 %	12 (0)	0,079	Temps froid et sec, pression élevée, vents très faibles et assez tourbillonnants
C3	138	12,8 %	8 (1)	0,058	Temps doux et couvert, pression moyenne, pluie et humidité moyennes, vents N assez stables (rafales)
C4	103	9,6 %	6 (2)	0,058	Temps doux et couvert, pression moyenne, pluie et humidité moyennes, vents ESE assez stables (rafales)
C5	111	10,3 %	4 (2)	0,036	Temps chaud et sec, vents SE assez instables
C6	166	15,4 %	5 (2)	0,030	Temps doux et humide, peu de pluie, pression basse, vents faibles et tourbillonnants
C7	71	6,6 %	2 (0)	0,028	Temps très froid et très humide, peu de pluie, pression moyenne, vents SW assez stables (quelques rafales)
C8	74	6,9 %	1 (0)	0,014	Temps doux et couvert, pression très basse, pluie assez forte, vents SE très instables
C9	25	2,3 %	0 (0)	0,000	Très fortes précipitations
Total	1075	100 %	71 (17)	0,066	

(*) Le nombre entre parenthèse correspond au nombre de plaintes ayant eu lieu dans les 48 heures après une ouverture de quai

3.2.3.2. Résultats de l'analyse à partir des données régionales issues de radiosondages

Les résultats de l'analyse des types de temps régionaux sont présentés dans le Tableau 11. Les classes 1 et 2 sont les seules à avoir une variation significative par rapport à la moyenne. En effet, elles représentent moins de 20 % des jours et explique plus de 45 % des plaintes. Elles correspondent à des type de temps sec et sans vent. Ceci confirme ce qui avait été vu précédemment, c'est-à-dire que **la pluie est le principal paramètre explicatif de la qualité de l'air, suivie par le vent. La stabilité de l'atmosphère ne semble pas jouer de rôle.** Ceci peut provenir du fait que le site est fortement éloigné du point de mesure, ou bien que sa représentation utilisant les gradients n'est pas adaptée. Les risques de plaintes pour ces deux types de temps sont beaucoup plus forts que pour ceux obtenus à partir des conditions locales. L'information est donc plus précise et souligne l'influence de la météorologie régionale sur la qualité de l'air. L'étude de la combinaison de ces deux types de données semble intéressante.

Tableau 11. Description des types de temps régionaux obtenus à partir des radiosondages et risque de plaintes associé

Classe	Effectif	Importance de la classe	Nombre de plaintes (*)	Risque de plaintes	Description
C1	89	8,3 %	14 (1)	0,157	Atmosphère très instable, risque de pluie nul, vent très faible.
C2	121	11,3 %	19 (2)	0,157	Stabilité moyenne, risque de pluie nul, vent très faible.
C3	182	17,0 %	12 (7)	0,066	Atmosphère instable, risque de pluie élevé, vent très faible.
C4	113	10,6 %	7 (2)	0,062	Atmosphère stable avec risque d'inversion assez fort, risque de pluie faible, vent très faible.
C5	105	9,8 %	5 (0)	0,048	Atmosphère assez stable avec risque d'inversion moyen, risque de pluie élevé, faible vent du N en altitude.
C6	77	7,2 %	3 (2)	0,039	Stabilité moyenne, risque de pluie élevé, vent d'E en altitude, vent fort de NW à 1500m.
C7	104	9,7 %	4 (2)	0,038	Stabilité moyenne, risque de pluie très élevé, vent d'W très fort en altitude, vent faible à 1500m.
C8	82	7,7 %	3 (1)	0,037	Stabilité moyenne, risque de pluie très élevé, vent de SSE en altitude s'inversant à 1500m.
C9	72	6,7 %	2 (0)	0,028	Stabilité moyenne, risque de pluie élevé, vent du S en altitude assez fort et faiblissant à 1500m.
C10	81	7,6 %	2 (0)	0,025	Stabilité moyenne, risque de pluie élevé, vent d'E fort en altitude et faiblissant à 1500m.
C11	44	4,1 %	0 (0)	0,000	Atmosphère stable avec risque d'inversion thermique très fort, risque de pluie élevée, faible vent du S en altitude.
Total	1070	100 %	71 (17)	0,066	

(*) Le nombre entre parenthèse correspond au nombre de plaintes ayant eu lieu dans les 48 heures après une ouverture de quai

3.2.3.3. Résultats de l'analyse à partir des données locales et régionales combinées

Dans un premier temps, il semble nécessaire d'analyser la répartition des jours dans les différentes classes locales et régionales afin de voir s'il existe un lien entre ces classes, c'est à dire si à chaque type de temps local correspond un type de temps régional et inversement. Le Tableau 12 montre la répartition des jours dans les différentes classes faites à partir du résultat des analyses précédentes. L'observation de ce tableau montre l'absence de lien réel entre les types de temps locaux et régionaux : un type de temps régional peut engendrer plusieurs types de temps locaux et inversement. Ce constat montre l'intérêt d'analyser simultanément ces deux types de données.

Tableau 12. Répartition des jours dans les classes faites à partir des données météorologiques locales et régionales

		11 classes suivant les données régionales											TOTAL
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
9 classes suivant les données locales	1	32	22	12	37	2	7	1	6	4	8	15	146
	2	13	14	1	4	12	11	13	18	29	43	2	160
	3	11	12	15	2	7	7	3	3	4	7	0	71
	4	16	20	5	7	11	8	11	15	14	23	4	134
	5	10	11	6	3	13	12	12	13	14	8	1	103
	6	1	2	0	1	15	5	16	9	7	16	1	73
	7	0	0	0	0	1	4	4	5	4	6	0	24
	8	10	9	1	12	10	10	8	7	14	14	13	108
	9	17	11	0	54	5	7	12	5	13	53	53	230
TOTAL		110	101	40	120	76	71	80	81	103	178	89	1049

Une analyse utilisant à la fois les variables météorologiques locales et régionales a donc été effectuée. Vingt-deux types de temps ont été recensés. Parmi eux, quatre se sont révélés avoir une qualité de l'air significativement différente. Seuls ces types de temps sont présentés dans le Tableau 13. Ils représentent 23 % des jours et expliquent 54 % des plaintes recensées sur le site français.

Tableau 13. Description des quatre types de temps significatifs parmi les 22 obtenus à partir des données locales et régionales et risque de plaintes associé

Classe	Effectif	Importance de la classe	Nombre de plaintes (*)	Risque de plaintes	Description
C1	61	5,7 %	12 (2)	0,197	Temps clair, très chaud et très sec, atmosphère très instable, vent tourbillonnant au sol
C2	38	3,5 %	7 (0)	0,184	Temps clair, très froid et humide, pression élevée, atmosphère se déstabilisant en journée, léger vent tourbillonnant
C3	58	5,4 %	8 (1)	0,138	Temps clair, doux et sec, atmosphère stable avec un risque fort d'inversion, léger vent tourbillonnant
C4	87	8,1 %	11 (6)	0,126	Temps clair, chaud et sec, atmosphère instable, léger vent tourbillonnant
Les 4 classes	244	22,7 %	38 (9)	0,156	
Total	1070	100 %	71 (17)	0,066	

(*) Le nombre entre parenthèse correspond au nombre de plaintes ayant eu lieu dans les 48 heures après une ouverture de quai

Etant donné le nombre de variables étudiées, il est intéressant de regarder la variation des paramètres sur l'ensemble des classes. Le Tableau 14 décrit les valeurs des variables significatives de chacune de ces classes. L'analyse de leur valeur dans les classes permet d'identifier les conditions particulières et les paramètres explicatifs des épisodes de pollution.

Les paramètres les plus significatifs sont :

- **les conditions de vent** : nulles en atmosphère et faiblement tourbillonnantes au niveau du sol,
- **l'écart important de température entre le jour et la nuit** qui sont synonymes d'un ciel dégagé et de phénomènes thermiques importants,
- **l'air sec** en altitude qui se traduit par une faible quantité de pluie au sol,
- **une pression relativement élevée.**

A l'inverse, certains paramètres n'ont pas d'influence significative sur les épisodes de pollution. Il s'agit de la température au sol, de l'humidité au sol et de la stabilité atmosphérique. Cette dernière peut être liée à deux raisons : d'une part la mauvaise représentation de la stabilité atmosphérique au moyen des 6 variables utilisées, et d'autre part l'éloignement du site par rapport au lieu de mesure.

Tableau 14. Description des variables météorologiques significatives pour chacun des quatre types de temps identifiés précédemment

Variables météorologiques		Valeur moyenne	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Vent moyen en altitude	Umoy-850	-0,07				
	Umoy-500	0,35			-2,79	
	Vmoy-850	0,00				
	Vmoy-500	-0,34				
Vent moyen au sol	Umoy	-0,04				
	Vmoy	-0,04				
Instabilité du vent au sol	Inst	1,41	1,72	0,98	1,16	
	DiVI	0,57	0,63	0,72	0,66	0,63
Stabilité de l'atmosphère	GM-0h	-5,99	-7,05		-4,92	-6,59
	GM-12h	-5,91	-7,27	-6,47	-5,30	-6,54
	GM-24h	-5,99	-7,17	-6,49		-6,56
Risque d'inversion thermique	Ecart-0h	1,9	0,8	2,8	4,4	0,8
	Ecart-12h	2,0	0,7		4,1	0,9
	Ecart-24h	1,9	0,4		2,7	0,7
Température	Tmoy	10,9	22,3	3,7		18,5
Pression	Pmoy	952		959	956	
Humidité	Hmoy	74,3	46,6	80,5		66,1
Couverture nuageuse	Tdiff	10,06	17,1	12,4	13,1	13,6
Pluie	Pluie	2,2	0,3		0,2	
	Rmoy-850	7,2	16,4	19,4	9,5	
	Rmoy-500	14,0		18,8	19,9	

3.2.3.4. Résultats de l'étude à partir des données de la station localisée au nord du site

Afin d'évaluer la représentativité de la station météorologique et la perte d'information liée à sa distance par rapport au site, une dernière étude utilisant une station météorologique à 10 km au nord du site est proposée. Les résultats de l'analyse utilisant les données de cette station sont présentés dans le Tableau 15. Dix types de temps ont été identifiés, dont deux avec une variabilité de la qualité de l'air significative. S'il ne semble pas y avoir de perte d'information sur le risque de plaintes global, les types de temps sont cependant assez différents. De plus, l'analyse de la répartition des jours dans les classes, fournies dans le Tableau 16, montre une assez mauvaise correspondance entre les conditions météorologiques. En effet, un type de temps défini à partir des données éloignées peut donner plusieurs types de temps différents au niveau du site, et inversement. **La distance entre le site étudié et la station météorologique semble donc avoir un impact sur la précision des résultats, particulièrement dans un relief montagneux tel que celui étudié ici.**

Tableau 15. Description des types de temps locaux obtenus à partir des données de la station localisée à 10 km au nord du site et risque de plaintes associé

Classe	Effectif	Importance de la classe	Nombre de plaintes (*)	Risque de plaintes	Description
C1	184	17,1	23 (4)	0,125	Temps très chaud et très sec, pression assez élevée, vents faibles et tourbillonnants
C2	187	17,4	18 (5)	0,096	Temps chaud et sec, pression élevée, vent du nord soufflant en rafales
C3	123	11,4	10 (0)	0,081	Temps très froid, pression forte et humidité assez élevée, léger vent continu orienté sud
C4	76	7,1	5 (1)	0,066	Temps doux et dégagé, pression assez faible, vent du sud soufflant en fortes rafales
C5	142	13,2	7 (3)	0,049	Temps doux, forte humidité, couvert mais peu de pluie, vent du sud assez stable
C6	95	8,8	4 (1)	0,042	Temps froid et couvert avec des vents très tourbillonnants
C7	108	10,0	4 (3)	0,037	Temps doux, pression basse et humidité assez faible, vents forts et très tourbillonnants
C8	122	11,3	0 (0)	0,000	Temps très froid et couvert, très humide mais peu de pluie, fort vent du nord
C9	34	3,2	0 (0)	0,000	Fortes précipitations, température assez élevée et pression faible
C10	4	0,4	0 (0)	0,000	Très fortes précipitations, pression très faible
Total	1075	100 %	71 (17)	0,066	

(*) Le nombre entre parenthèse correspond au nombre de plaintes ayant eu lieu dans les 48 heures après une ouverture de quai

Tableau 16. Répartition des jours dans les classes faites à partir des données météorologiques du site et de la station délocalisée

		10 classes suivant la station située à 10 km au nord du site										TOTAL
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
9 classes suivant la station locale	1	153	55	5	13	3	0	4	0	3	0	236
	2	3	6	89	0	0	41	2	10	0	0	151
	3	2	51	3	6	16	9	11	38	2	0	138
	4	0	28	10	9	12	6	21	16	1	0	103
	5	19	22	3	31	6	2	26	0	2	0	111
	6	7	22	9	0	72	24	14	11	7	0	166
	7	0	1	4	0	4	13	5	44	0	0	71
	8	0	2	0	17	25	0	25	2	3	0	74
	9	0	0	0	0	4	0	0	1	16	4	25
TOTAL		184	187	123	76	142	95	108	122	34	4	1075

3.2.4. Analyse spatiale des relations entre météorologie et qualité de l'air

Les conditions météorologiques favorables aux épisodes de pollution ayant été identifiées, une analyse spatiale de la répartition des plaintes pour chaque type de temps semble intéressante. Le nombre de plaintes étant relativement faible dans la plupart des classes, seules les deux types de temps pour lesquels il est conséquent seront étudiés. Les plaintes sont uniquement localisées en fonction de la ville sur laquelle elles ont été recensées. L'heure de l'évènement est prise en compte.

Les résultats, représentés dans la Figure 24, montrent la distribution spatiale des plaintes pour les classes 1 et 2 de chaque analyse. Pour l'analyse faite à partir des données de la station météorologique sur le site, on observe une concentration des plaintes le soir sur la ville 3 pour le type de temps hivernal, et le matin sur la ville 2 pour le type de temps estival. La distribution des plaintes est beaucoup moins précise dans les autres cas, en raison de l'éloignement des stations de mesure (radiosondage et station délocalisée) et du faible nombre de plaintes recensées par classe (dans le cas de la combinaison des données locales et régionales). **Cette analyse souligne l'importance d'utiliser une station météorologique sur le site où les données locales fournissent une meilleure information spatiale.** La température, qui n'était pas un paramètre déterminant de la pollution d'après l'analyse temporelle, fournit également une information intéressante sur la période de l'année et donc l'ensoleillement à l'origine des vents de pente. **La localisation des plaintes semble fortement liée à ces vents de pente.** La modélisation doit permettre de valider cette hypothèse.

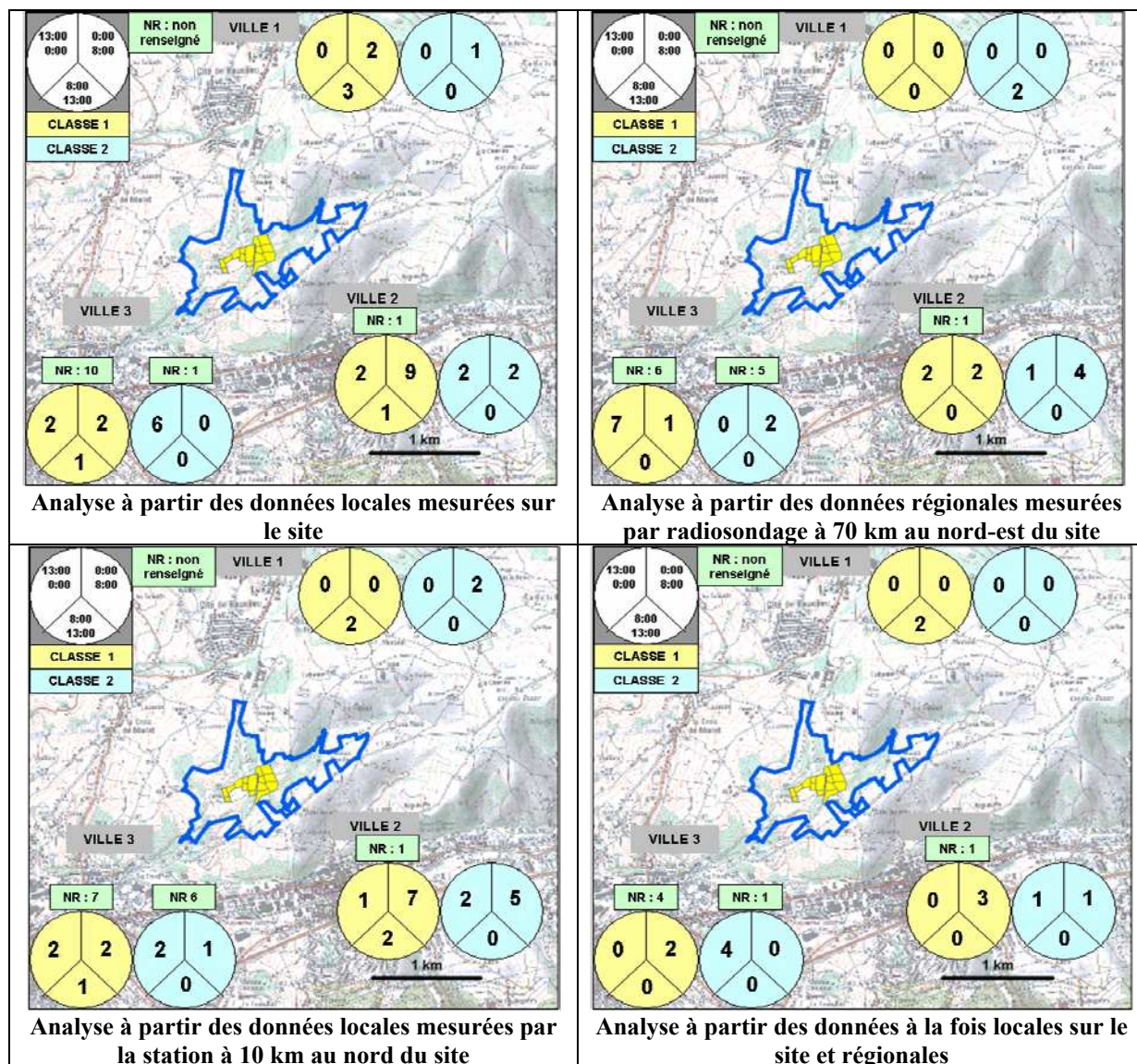


Figure 24. Localisation spatiale des plaintes pour les deux types de temps les plus favorables aux épisodes de pollution suivant les données analysées

3.3. ANALYSE DES RELATIONS ENTRE METEOROLOGIE ET QUALITE DE L'AIR SUR LES SITES ANGLAIS

Il s'agit maintenant de vérifier que la méthode et les résultats obtenus précédemment sont transférables sur d'autres sites. L'application de la même méthode est donc proposée sur les sites anglais en utilisant les deux types d'indicateurs de qualité de l'air disponibles (risque de plaintes et proportion des relevés d'odeur positifs). Huit types de temps différents ont été identifiés : leurs caractéristiques sont présentées dans les Figure 25 et Figure 26. Les résultats de l'analyse temporelle sont présentés dans le Tableau 17. La seule variation significative de la qualité de l'air est obtenue pour la classe 7 à partir des relevés d'odeurs sur le site A.

Tableau 17. Nombre de plaintes et de relevés d'odeurs positifs sur les deux sites pour chacun des types de temps

	SITE A						SITE B					
	Nbr de jours	Nbr de plaintes	Risque de plainte	Nbr de relevés	Nbr de relevés positifs	Part de relevés positifs	Nbr de jours	Nbr de plaintes	Risque de plainte	Nbr de relevés	Nbr de relevés positifs	Part de relevés positifs
C1	56	1	0,018	583	141	24,2	56	3	0,054	666	182	27,3
C2	57	2	0,035	581	127	21,9	57	4	0,070	617	160	25,9
C3	43	2	0,047	484	133	27,5	43	1	0,023	536	137	25,6
C4	29	0	0,000	300	66	22,0	29	0	0,000	356	86	24,2
C5	72	4	0,056	761	168	22,1	72	0	0,000	912	244	26,8
C6	15	0	0,000	163	37	22,7	15	0	0,000	186	46	24,7
C7	48	2	0,042	553	153	27,7	48	3	0,063	571	143	25,0
C8	45	2	0,044	506	132	26,1	45	2	0,044	585	151	25,8

Comme pour le site français, une analyse spatiale de la répartition des plaintes et des relevés positifs d'odeurs est proposée. La quantité de données sur la qualité de l'air étant plus conséquente, tous les types de temps ont été analysés. Les Figure 25 et Figure 26 montrent les résultats sur les deux sites. Le test d'hypothèse a été effectué sur les relevés d'odeur. Les zones pour lesquels l'écart est significatif sont représentées dans un carré jaune. Il y en a 4 sur le site A et 7 sur le site B.

• Analyse des relevés d'odeurs

Les résultats sont globalement en adéquation avec les conditions météorologiques, et particulièrement le vent. Ils sont détaillés pour chaque classe ci-dessous :

- classe 5 (quatre zones avec des variations significatives) : le vent dominant est orienté sud-sud-ouest avec une forte intensité et une grande stabilité. Les zones situées au sud des sites ont une proportion de relevés positifs très faible, contrairement aux zones situées au nord-est qui sont beaucoup plus exposées du fait de la direction du vent.
- classe 2 : un vent orienté ouest génère une augmentation des relevés positifs à l'est.
- classe 8 : un vent orienté sud génère une augmentation des relevés positifs au nord.
- classe 7 : le vent assez faible orienté nord-nord-est engendre une diminution des relevés positifs au nord-est du site B. L'augmentation des relevés positifs à l'est du site A peut s'expliquer par le fait que le site B est situé au nord-est du site A : les odeurs proviendraient du site A et non du B.

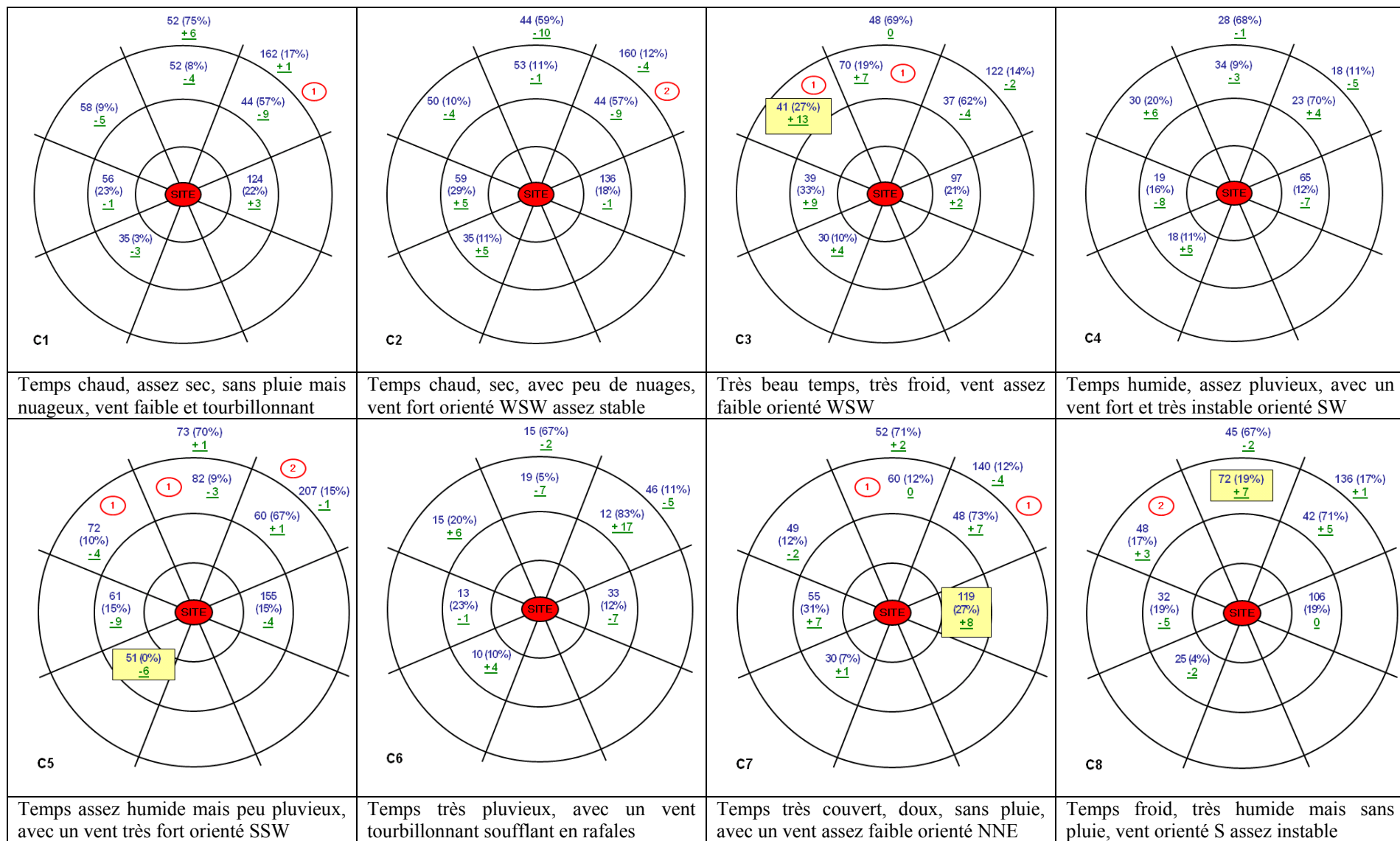


Figure 25. Répartition des plaintes et des relevés autour du site A : ceux représentés dans des rectangles ont une variation significative

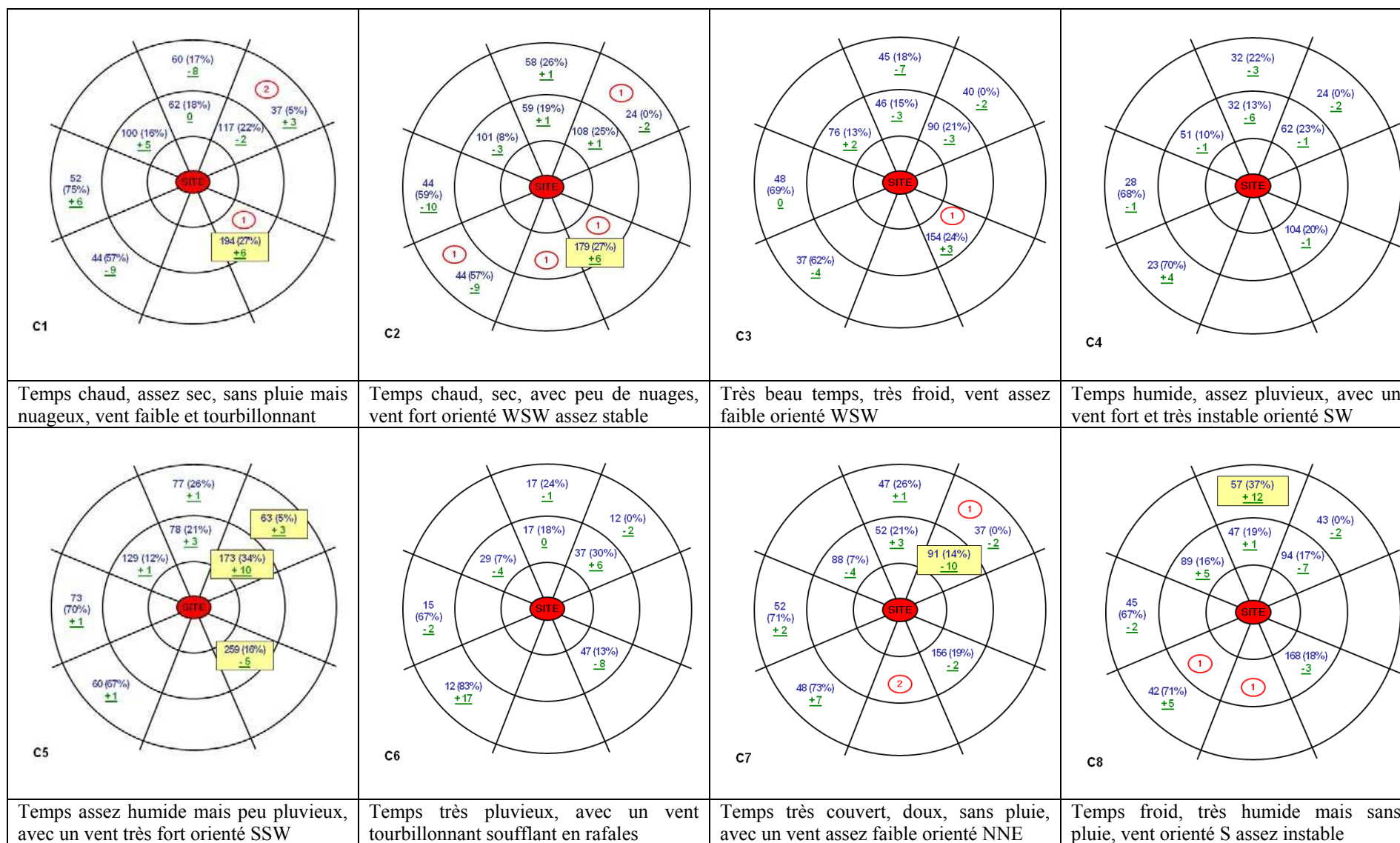


Figure 26. Répartition des plaintes et des relevés autour du site B : ceux représentés dans des rectangles ont une variation significative

- classes 1, 4 et 6 : le manque de données ne permet pas de conclure à un impact significatif pour ces classes.
- classe 3 : elle est caractérisée par une augmentation des relevés positifs au nord-ouest du site alors que le vent assez faible est orienté ouest-sud-ouest. Ceci se produit par très beau temps avec une température particulièrement froide. La localisation de l'impact, décalée par rapport à la direction du vent principal, peut s'expliquer par la mise en place de régimes de vents locaux : l'effet de la radiation solaire sur une atmosphère très stable dans une zone avec de faibles pentes peut générer des vents de pente guidés par le relief. Le vent dirigé ouest-sud-ouest au niveau de la station météorologique peut ne pas avoir cette direction sur l'ensemble du domaine mais dépendre de la configuration du site. Cette hypothèse peut expliquer l'augmentation des relevés positifs au nord-ouest du site alors que le vent mesuré est orienté ouest-sud-ouest.

- **Analyse des plaintes**

L'analyse des plaintes ne permet pas la même analyse de variabilité en raison du très faible nombre d'évènements (26), mais leur analyse individuelle montre une bonne adéquation avec les conditions météorologiques sur le site (à condition de tenir compte du fait que les sites sont très proches et que certaines plaintes recensées sur un site peuvent avoir pour origine l'autre site). La seule plainte sur les 26 qui ne s'explique pas est celle qui a lieu au nord-est du site B pour la classe 7. Il s'agit là d'un cas isolé qui n'est probablement pas lié aux activités de stockage, mais à des activités industrielles ou agricoles qui ont pu générer une odeur proche de celle des déchets. Cette analyse de la qualité de l'air suivant les plaintes et les relevés d'odeurs pour les différents types de temps permet de conclure qu'il existe bien un lien entre conditions météorologiques et qualité de l'air, et ce malgré la faible quantité de données qui empêchent d'analyser ces variations sur l'ensemble des zones.

Ces résultats montrent bien l'influence de la météorologie sur la qualité de l'air et permettent de valider l'approche par typologie pour identifier les conditions favorables aux épisodes de pollution.

3.4. PREVISION DE LA QUALITE DE L'AIR DU LENDEMAIN A PARTIR DES DONNEES METEOROLOGIQUES DE LA JOURNEE

Cette partie vise à proposer une méthode de prévision de la qualité de l'air à un jour en fonction des conditions météorologiques. Cette méthode constitue une extension de l'analyse typologique validée précédemment. L'étude est faite sur le site français à partir des données météorologiques mesurées sur le site et par radiosondage. Elle a pour but de fournir une information à l'exploitant à court terme afin qu'il puisse prendre des dispositions concernant son activité pour limiter les émissions en cas de risque élevé.

3.4.1. Présentation de la méthode de calcul prévisionnel de la qualité de l'air à un jour

La méthode est basée sur la théorie des probabilités conditionnelles. On note :

- C la variable représentant le type de temps actuel (C compris entre 1 et N , avec N le nombre de types de temps identifiés),
- C_i^+ la variable représentant le type de temps du lendemain sachant que le type de temps actuel est i (C_i^+ compris entre 1 et N),
- R la variable représentant le fait d'avoir une plainte le jour même ($R = 0$ ou 1),
- R_i^+ la variable représentant le fait d'avoir une plainte le lendemain ($R_i^+ = 0$ ou 1), sachant que le type de temps actuel est i .

On recherche donc la probabilité $P(R_i^+ = 1)$ d'avoir une plainte le lendemain lorsque la météorologie du jour correspond au type de temps i .

La variable C_i^+ variant entre 1 et N , il est donc possible d'écrire l'équation 1.

$$P(R_i^+ = 1) = \sum_{j=1}^N P[(R_i^+ = 1) \cap (C_i^+ = j)] \quad (3-1)$$

L'équation 2 est obtenue à partir de la théorie des probabilités conditionnelles (théorème de Bayes).

$$P[(R_i^+ = 1) \cap (C_i^+ = j)] = P[(R_i^+ = 1) / (C_i^+ = j)] \times P(C_i^+ = j) \quad (3-2)$$

La probabilité d'avoir une plainte étant toujours identique pour le même type de temps, ceci permet d'écrire l'équation 3 et d'en déduire l'équation 4.

$$P[(R_i^+ = 1)/(C_i^+ = j)] = P[(R = 1)/(C = j)] \quad (3-3)$$

$$P(R_i^+ = 1) = \sum_{j=1}^9 P[(R = 1)/(C = j)] \times P(C_i^+ = j) \quad (3-4)$$

La probabilité d'avoir une plainte pour chaque type de temps a été obtenue lors de l'étude statistique. Elle correspond à la proportion du nombre de jours de plainte dans la classe par rapport à l'effectif complet de la classe. La probabilité d'avoir un type de temps j le lendemain sachant que le type de temps actuel est i , est donnée par la formule 5.

$$P(C_i^+ = j) = \frac{\text{Effectif}[(C = i) \cap (C_i^+ = j)]}{\text{Effectif}[C = i]} \quad (3-5)$$

3.4.2. Application de la méthode de prévision sur le site français

Une analyse prévisionnelle a été effectuée sur les 9 types de temps identifiés à partir des données locales. La probabilité de plainte du lendemain pour chacune des classes est calculée suivant les formules présentées ci-dessus. Les résultats sont présentés dans le Tableau 18. La classe 1 est particulièrement à risque, avec une probabilité supérieure à 0,1 d'avoir une plainte le lendemain. Les classes 2 et 3 le sont dans une moindre mesure avec des probabilités proches de 0,07. Les classes 6 et 8 sont les moins risquées (probabilité de 0,033 et 0,043). Les différences entre les probabilités de plainte pour le jour même et pour lendemain peuvent être assez importantes, généralement dans le sens d'un nivellement des probabilités (les plus élevées diminuent et les plus faibles augmentent lorsqu'il s'agit de prévoir le risque pour le lendemain). Les journées sans vent et sans pluie, caractéristiques des longues périodes anticycloniques, génèrent des risques importants à la fois pour le jour même, mais également pour le lendemain. Certains résultats obtenus dans cette analyse peuvent être importants pour l'industriel : la classe 8, qui se caractérise par un temps pluvieux et un vent sud-est très instable, engendre un risque de plainte très faible pour le lendemain, contrairement la classe 9 qui correspond à un temps très pluvieux mais qui n'engendre pas de diminution du risque significative pour le lendemain. Cette connaissance des types de temps à faible risque doit pouvoir permettre à l'industriel de planifier les tâches à effectuer pour le lendemain en tenant compte de leurs impacts sur la qualité de l'air.

Tableau 18. Calcul de la probabilité d'avoir une plainte le lendemain à partir du type de temps actuel : étude à partir des 9 classes correspondant aux types de temps locaux

Type de temps actuel	Effectif de la classe	Nombre de plaintes	Probabilité de plainte le jour même	Probabilité d'avoir une plainte le lendemain
1	236	33	0,140	0,104
2	151	12	0,079	0,068
3	138	8	0,058	0,068
4	103	6	0,058	0,060
5	111	4	0,036	0,058
6	166	5	0,030	0,043
7	71	2	0,028	0,046
8	74	1	0,014	0,033
9	25	0	0,000	0,056

Afin de proposer une prévision plus précise, la même analyse a été effectuée sur les 22 classes identifiées à partir de la combinaison des données locales et régionales. Les résultats sont présentés dans le Tableau 19. Cinq classes montrent des probabilités de plainte le lendemain importantes (de l'ordre de 0,1), et trois classes ont des probabilités très faibles (inférieures à 0,03). Cependant, le même nivellement est observable entre les probabilités de plaintes pour le jour même et pour le lendemain.

Tableau 19. Calcul de la probabilité d'avoir une plainte le lendemain à partir du type de temps actuel : étude à partir des 22 classes correspondant aux types de temps globaux

Type de temps actuel	Effectif de la classe	Probabilité de plainte le jour même	Probabilité de plainte le lendemain	Type de temps actuel	Effectif de la classe	Probabilité de plainte le jour même	Probabilité de plainte le lendemain
1	61	0,197	0,143	12	75	0,027	0,042
2	38	0,184	0,111	13	46	0,022	0,062
3	58	0,138	0,099	14	47	0,021	0,030
4	87	0,126	0,092	15	50	0,020	0,064
5	85	0,118	0,100	16	48	0,000	0,069
6	35	0,086	0,046	17	27	0,000	0,052
7	63	0,079	0,055	18	23	0,000	0,052
8	50	0,060	0,050	19	29	0,000	0,042
9	40	0,050	0,046	20	18	0,000	0,041
10	67	0,045	0,056	21	26	0,000	0,026
11	64	0,031	0,045	22	12	0,000	0,013

L'analyse prévisionnelle permet donc d'identifier les types de temps susceptibles d'engendrer des risques élevés ou faibles de plainte le lendemain. Cette analyse a pour but de fournir une information à l'exploitant du site afin qu'il puisse planifier au mieux son activité du

lendemain : prévention des émissions (mise en place d'une couverture ou arrosage) si le risque est élevé, et au contraire planification de tâches générant de fortes émissions (ouverture de quai) lorsque le risque est faible. L'analyse s'est faite sur 9 et 22 classes : l'augmentation du nombre de classe avait pour but d'augmenter la précision du risque. L'amélioration n'est pas probante et une analyse avec un faible nombre de classes semble plus opportune. En effet, elle permet un calcul plus simple des probabilités de risque et offre une information beaucoup plus lisible à l'opérateur lors de l'identification du type de temps actuel (choix parmi 9 classes au lieu de 22). Tous ces résultats sont également à prendre avec précaution puisqu'ils sont uniquement basés sur une période de 3 ans pendant laquelle seulement 70 plaintes ont été recensées. Les incertitudes sont donc très importantes. Cet outil peut apporter des informations intéressantes à l'industriel, mais nécessiterait des données sur la qualité de l'air plus précises pendant des périodes beaucoup plus longues pour être amélioré.

3.5. RESUME DES DIFFERENTES ANALYSES ET DISCUSSION

Un rappel des principaux résultats sur les relations entre qualité de l'air et météorologie est maintenant proposé. Il est suivi d'une analyse globale de la méthode employée et d'une proposition de perspectives à ce travail.

3.5.1. Analyse des différents paramètres influents sur la qualité de l'air autour d'un site

La première approche, fondée sur l'analyse des corrélations entre différentes données de qualité de l'air, de météorologie et d'activités sur le site, a permis de mettre en évidence l'influence de plusieurs paramètres météorologiques sur la qualité de l'air. Cette influence a été observée à la fois sur le nombre de plaintes et sur les mesures de concentrations en COV dans le milieu récepteur. L'étude a également montré que **d'autres paramètres non maitrisables liés à l'activité sur le site (type de déchets manipulés) peuvent aussi avoir un impact**. Si ces derniers ne sont pas étudiés par la suite, il faut noter qu'ils peuvent avoir une influence et constitueront à ce titre un biais dans les résultats.

Parmi les résultats obtenus lors de cette étude, l'absence de corrélation linéaire entre le vent, la pression et la qualité de l'air représentée par la fréquence des plaintes est à remarquer. Seul

un faible lien est observé avec les variations de pression et la qualité de l'air. Ceci peut s'expliquer par le fait que les écarts de pression sont synonymes d'instabilité de l'atmosphère. L'instabilité génère une meilleure dispersion des composés et donc une diminution de la pollution. L'absence globale de corrélation peut s'expliquer par une mauvaise représentation de la pression et des vents en tant que variables. En effet, une pression moyenne ou une vitesse de vent moyenne ne fournissent pas d'informations sur la direction du vent ou son instabilité. Ces paramètres jouent pourtant un rôle important sur la dispersion et le transport des polluants. C'est la raison pour laquelle les paramètres de stabilité ont été testés dans l'étude par typologie.

3.5.2. Analyse par typologie des liens entre conditions météorologiques et qualité de l'air

Les résultats globaux de l'analyse typologique sont satisfaisants en ce qui concerne les liens entre la qualité de l'air et la météorologie puisqu'ils montrent une réelle influence. La principale limite de la méthode est l'insuffisance des données qui ne permet pas de tirer des conclusions dans la majorité des cas (tests d'hypothèse négatifs). Cette remarque est à ajouter aux autres facteurs d'incertitudes que sont l'influence de l'activité sur le site et la fiabilité des indicateurs de qualité de l'air. Pour ces derniers, il faut rappeler que les périodes de pollution olfactive sur le site français correspondent uniquement aux plaintes recensées dans l'entourage du site. Ces données doivent être utilisées avec une certaine prudence puisqu'il s'agit de données qualitatives qui dépendent de beaucoup de facteurs non liés directement à la pollution olfactive (conflits avec l'industriel, gêne peu importante mais arrivant à une mauvaise période de la journée...). Il faut surtout retenir que les jours de plainte ne représentent pas la totalité des jours de forte pollution olfactive, mais une certaine partie d'entre eux non quantifiable. Ceci est d'autant plus vrai que très peu de plaintes sont recensées pour le même épisode (un épisode correspond généralement à la plainte d'une seule personne, dans quelques cas de deux personnes). Ces observations rendent la méthode globale approximative et cette approximation doit être prise en compte dans toute l'interprétation des résultats. Cette méthode a cependant permis de traiter plusieurs points importants présentés ci-dessous :

- **L'identification des conditions favorables aux épisodes de pollution et des paramètres explicatifs**

L'étude combinant les données locales et régionales a permis de définir les paramètres météorologiques influents sur la qualité de l'air. **Les journées anticycloniques, qui ont des pressions élevées, un bon ensoleillement et peu de vent sont les conditions typiques d'apparition des épisodes de pollution. D'autres paramètres, tels que la température moyenne, l'humidité et la stabilité de l'atmosphère ne semblent pas jouer de rôle.** Une incertitude demeure sur le dernier paramètre : la stabilité de l'atmosphère, caractérisée par le gradient thermique, pourrait être mal représentée ou bien non représentative de l'atmosphère au dessus du site.

Les résultats de l'analyse spatiale montrent une bonne répartition des plaintes suivant les conditions météorologiques et la période de la journée. Ceci est particulièrement caractéristique pour l'étude faite à partir des données météorologiques locales. Il semble donc plus intéressant de recourir aux types de temps locaux pour la modélisation. D'après l'étude locale, les odeurs sont transportées par les vents locaux vers la ville 3 en hiver et vers la ville 2 en été. Les plaintes sont ressenties le soir en hiver et le matin en été. Ceci peut s'expliquer par la direction des vents de pente, qui s'inverserait plus tôt en hiver à cause d'une durée d'ensoleillement plus courte : **les odeurs formées en journée pendant l'hiver sont donc ressenties le soir même sur la ville 3. En été, les odeurs formées la veille ou pendant la nuit sont ressenties le lendemain matin dans la ville 2.** L'étape de modélisation devrait permettre de valider ces hypothèses. La modélisation portera sur le jour représentatif du type de temps estival : il s'agit du jour le plus proche du barycentre de la classe, c'est-à-dire le **17 août 2002**.

- **L'évaluation de l'influence du choix des données météorologiques utilisées**

Plusieurs jeux de données ont été analysés sur le site français, ce qui a permis de montrer la complémentarité de différentes données et la perte d'information liée à un mauvais emplacement de la station météorologique. **La première partie a montré la complémentarité entre les données mesurées au sol et celles mesurées en altitude.** Il n'existe pas de relation bijective entre ces données puisqu'à chaque type de temps régional ne correspond pas un type de temps local. Par contre, elles ont toutes une influence significative

sur la qualité de l'air. Leur complémentarité a permis de décrire avec une plus grande précision le rôle des différents paramètres sur l'apparition d'épisodes de pollution. Le problème de la représentativité de la station météorologique, qui est une des limites de la méthode, est abordé lors de l'analyse des types de temps sur la station météorologique localisée à 10 km au nord du site. L'étude montre un problème de pertinence des résultats par rapport à la station locale. Cette perte est beaucoup plus visible dans l'analyse spatiale que dans l'analyse temporelle. Ceci s'explique par le fait qu'il y a une certaine bijection dans les types de temps, qui fait que les conditions anticycloniques sont visibles par les deux stations. Par contre, elles n'ont pas le même signal : le signal donné par la station délocalisée n'est pas représentatif du type de temps local. Ceci explique la perte d'information plus importante lors de l'analyse spatiale. **L'utilisation d'une station à distance paraît cependant suffisante pour identifier les types de temps locaux et leur jour représentatif dans le but de faire de la prévision à long terme (dans le cadre d'une étude d'impact par exemple).**

- **La possibilité de faire de la prévision à un jour sur le risque de pollution**

L'étude prévisionnelle proposée ici donne des résultats intéressants. La méthode doit cependant être utilisée avec précaution du fait de la faible quantité de données utilisées et de l'incertitude sur les mesures de qualité de l'air. Cette analyse permet de produire une information utilisable pour l'industriel dans le but de planifier ses activités et de préparer des moyens de réduction des émissions tels que l'arrosage ou la mise en place de brumisateurs pendant les périodes à risque. L'étude a également permis de quantifier ce risque : **les temps pluvieux (qui pourraient être reproduits par arrosage) diminuent d'un facteur 10 le risque de plaintes par rapport aux journées anticycloniques (représentant 30 % du temps).**

3.5.3. Evaluation de la méthode globale et perspective

La méthode globale a permis d'atteindre l'ensemble des objectifs fixés au départ, c'est-à-dire :

- d'identifier les paramètres météorologiques et liés à l'exploitation qui ont une influence sur la qualité de l'air,
- d'identifier les conditions types d'apparition des épisodes de pollution et les paramètres météorologiques explicatifs,

- de fournir une information prédictive à l'exploitant sur la qualité de l'air du lendemain, et enfin
- de fournir des données utilisables pour la validation du modèle de dispersion.

L'analyse sur les sites anglais a permis de montrer que cette méthode est applicable sur d'autres sites. Elle a cependant des limites, en particulier liées au manque de données, et certains points sont discutables.

Un premier point de discussion sur cette méthode statistique concerne le choix des paramètres décrivant les jours. En effet, seuls une dizaine de paramètres ont permis de représenter les conditions météorologiques sur une journée. Le nombre et le choix de ces paramètres est discutable : ils ont été limités au maximum en raison de la faible quantité de données météorologiques et de qualité de l'air. Une augmentation du nombre de paramètres devrait engendrer une augmentation du nombre de classes, et donc un plus grand dispersement des plaintes et des relevés. La significativité des variations de la qualité de l'air dans chaque classe en aurait été encore plus faible, ce qui aurait empêché de conclure à une influence de la météorologie. Une analyse plus fine est nécessaire avec une remise en question du choix des paramètres représentatifs des jours aux échelles locale et régionale.

Le deuxième point concerne le choix de la durée d'analyse du type de temps. Une journée complète a été choisie ici. Ce choix, bien que communément utilisé dans les autres études, est également discutable. En effet, c'est la variation de différents paramètres qui créent un certain type de temps, et le cycle de variation peut être très différent suivant les paramètres. Par exemple, le vent est un paramètre très variable au sein même d'une journée et nécessite plusieurs paramètres pour le représenter. D'autres paramètres, tels que la pression atmosphérique qui peut avoir un impact sur l'émission, ont des variabilités beaucoup plus longues dans le temps et il peut paraître intéressant de considérer leur évolution sur plusieurs jours plutôt que leur moyenne journalière.

Ces points de discussion n'ont pu être abordés ici en raison de la faible quantité de données et surtout de l'incertitude liée aux indicateurs de qualité de l'air. Une analyse avec des indicateurs fiables de la qualité de l'air aurait permis de fournir beaucoup plus d'information, mais les mesures ponctuelles d'odeur et les plaintes, dont on a vu les limites précédemment, ne permettent pas d'affiner la méthode elle-même.

3.6. RESUME ET CONCLUSION

Ce deuxième chapitre a permis de mettre en évidence les liens forts qui existent entre la qualité de l'air et les conditions météorologiques malgré l'incertitude liée à l'indicateur des plaintes. D'autres paramètres influents, tels que les activités sur le site, ont pu être identifiés. Les conditions météorologiques types à l'origine des épisodes de pollution ont pu être caractérisées, ainsi que les périodes et lieux de plus forte pollution : ils seront utilisés pour la modélisation de la dispersion et l'étape de validation associée. Un outil prédictif, destiné à informer les industriels de la qualité de l'air prévue le lendemain, a également été mis au point à partir de cette analyse statistique. Ce dernier présente de fortes incertitudes liées au manque de fiabilité des données initiales mais permet cependant de définir des classes à fort risque et d'identifier une classe pour laquelle le risque le lendemain est très faible. Tous les résultats de ce chapitre sont synthétisés dans le Tableau 20.

L'ensemble de la méthode, qui a été développée sur le site français et testée également sur deux centres de stockage anglais, est transférable à d'autres sites. Elle est utilisable pour faire de la prévision à court terme sur un site existant, comme cela a été fait ici, et à long terme en identifiant les différentes conditions météorologiques à l'échelle du site. Dans ce dernier cas, l'objectif est de simplifier la phase de modélisation nécessaire à la prédiction de l'exposition des populations en ne simulant qu'un seul jour représentatif de chaque type de conditions. Ceci permet de limiter le nombre de simulations pour une même étude, et par conséquent d'utiliser des modèles beaucoup plus performants pour des mêmes ressources informatiques et de tester plus de configurations différentes comme les variations du relief.

Avant de passer à la phase de modélisation, une étude de l'émission des polluants autour du site est nécessaire afin de pouvoir caractériser un profil d'émission qui sera intégré dans le modèle. Le prochain chapitre s'attachera donc à quantifier les émissions liées aux CSD.

Tableau 20. Résumé des principaux résultats du chapitre 3

Objectif	Site étudié et données utilisées	Méthode	Résultats et interprétation	Conclusion
Identifier l'ensemble des paramètres météorologiques et associés à l'activité d'exploitation du site qui peuvent avoir un impact sur la qualité de l'air. (§ 3.1)	<u>Site français</u> - Inventaire des plaintes entre 2002 et 2004 (71 plaintes). - Mesures de COV dans le milieu récepteur (Chiriack, 2004). - Activités liées à l'exploitation du site entre 2002 et 2004 (tonnage enfoui, composition des déchets, manipulations spécifiques). - Données météorologiques locales entre 2002 et 2004.	<u>Analyse par composantes principales (ACP)</u> : calcul des corrélations entre les paramètres représentant la qualité de l'air (nombre de plaintes et concentrations en COV) et ceux représentant les données météorologiques	Un temps sec, sans vent et avec des écarts importants de température entre le jour et la nuit est favorable aux épisodes de pollution, contrairement à un temps humide ou venté. La composition des déchets a également une influence : une large proportion d'OM dans les déchets augmente la pollution de l'air.	Les conditions atmosphériques ne sont pas les seuls paramètres influençant sur la qualité de l'air : les activités associées à l'exploitation du site ont également une influence. Ceci ajoute encore de l'incertitude à l'analyse statistique de l'influence des conditions atmosphériques sur la qualité de l'air.
Identifier les paramètres météorologiques influents sur la qualité de l'air, et caractériser les types de temps favorables aux apparitions d'odeurs. (§ 3.2 pour le site français, et § 3.3 pour les sites anglais)	<u>Site français</u> - Inventaire des plaintes - Données météorologiques locales et régionales entre 2002 et 2004. <u>Sites anglais</u> - Inventaire des plaintes et relevés d'odeur par un jury de riverains pour l'année 1997-1998. - Données météorologiques locales pour l'année 1997-1998.	<u>Analyse par composantes principales (ACP) et classification hiérarchique</u> pour identifier les différents types de temps (utilisation du logiciel SPAD). <u>Test d'hypothèses</u> pour vérifier que les variations de la qualité de l'air entre les différents types de temps sont bien significatives.	A l'échelle locale, les paramètres les plus influents sont le vent et la pluie. La température n'a pas d'influence. A l'échelle régionale, les paramètres les plus influents sont également le vent et la pluie. La stabilité de l'atmosphère (mesurée à 70 km du site) n'a aucune influence.	Les conditions météorologiques les plus favorables aux apparitions d'odeurs sont les conditions anticycloniques (temps sec sans vent) à la fois en hiver et en été. Le lieu d'impact est modifié selon la saison en raison des variations de l'ensoleillement (modification des vents de pente). Ces conditions seront modélisées dans le chapitre 5.
Proposer un outil de prédiction de la qualité de l'air du lendemain à partir des conditions météorologiques de la journée. (§ 3.4)	<u>Site français</u> - Inventaire des plaintes - Données météorologiques locales et régionales entre 2002 et 2004.	<u>Probabilités bayésiennes</u> : cet outil est basé sur le calcul des probabilités d'avoir une plainte pour chaque type de temps et sur le calcul de la probabilité d'avoir tel type de temps le lendemain en fonction du type de temps actuel.	La probabilité d'avoir une plainte le lendemain peut varier d'un facteur 10 suivant si les conditions météorologiques du jour sont pluvieuses ou ensoleillées. Des conditions pluvieuses associées à un vent sud-est instables engendrent un risque très faible de plainte le lendemain.	Cet outil permet de fournir des informations au responsable d'une exploitation afin qu'il puisse planifier ses activités un jour avant : planification des tâches qui génèrent une émission importante ou au contraire mise en place de dispositifs permettant de réduire les émissions (couverture, arrosage).

Chapitre 4.

Evaluation des émissions atmosphériques

Après avoir identifié dans le chapitre précédent les conditions favorables aux épisodes de pollution, il s'agit maintenant de quantifier les émissions sur un site afin d'obtenir un profil d'émissions journalier qui sera introduit dans le modèle de dispersion. D'après les résultats du projet PRIMO (Batton-Hubert, 2003), les principales sources d'émissions sont l'alvéole en exploitation non recouverte et le lieu de déversement des déchets. Ces deux types de sources nécessitent des approches différentes pour leur quantification. Ce chapitre est donc structuré en deux parties : la première consiste en une évaluation des émissions surfaciques d'odeur avec un tunnel de vent, et la deuxième propose une méthode micro-météorologique utilisant l'analyse GC/MS (gas chromatography / mass spectrometry) pour évaluer les émissions de toluène (gaz « traceur ») au niveau du lieu de déversement des déchets.

4.1. EVALUATION DES EMISSIONS SURFACIQUES PASSIVES AU NIVEAU DES ALVEOLES AU MOYEN D'UN TUNNEL DE VENT

Cette étude comporte un travail important de modélisation des écoulements dans les tunnels de vent en plus des mesures sur site afin d'évaluer le biais lié à l'utilisation de cet outil et de proposer une correction des résultats. La description de cette problématique et de ses enjeux est présentée maintenant.

4.1.1. Intérêts et problématique liés à l'utilisation des tunnels de vent pour mesurer des émissions surfaciques

Cette partie dresse un état de l'art des différents moyens de mesures d'émissions surfaciques disponibles et des avantages et inconvénients des tunnels de vent.

4.1.1.1. Contexte

Les émissions surfaciques des CSD sont générées par la production de biogaz au sein du massif de déchets. Ces émissions sont influencées par plusieurs paramètres, tels que la composition des déchets enfouis, leur âge, l'épaisseur de la couche, la qualité du compactage, l'efficacité du réseau de captage ou l'étanchéité de la couche de surface, qui font que des mesures sur un site ne sont pas exploitables sur les autres. Différentes méthodes ont été mises en place pour mesurer ce type d'émission :

- les méthodes indirectes, appelées aussi méthodes micro-météorologiques, qui sont basées sur la déduction des flux d'émission à partir de mesures de concentration en polluant et de vitesse de vent en aval de la source.
- les méthodes directes, utilisant des chambres à flux et des tunnels de vent, et consistant à isoler une surface émettrice et à mesurer son émission dans une atmosphère fermée et contrôlée.

Gostelow (2003) a largement décrit ces deux techniques, en identifiant leurs avantages et leurs inconvénients pour différents types de sources d'émission solides et liquides, incluant les émissions d'odeurs en provenance de centres de stockage. Dans ce dernier cas, les méthodes micro-météorologiques donnent de bons résultats mais sont difficiles à mettre en place. En effet, elles nécessitent un grand nombre de mesures pour représenter le nuage de pollution et il est difficile d'analyser autant de prélèvements en moins de 30 heures (durée maximale autorisée par la norme EN 13725 (2003) pour faire analyser un prélèvement odorant par un jury de nez). Il n'est pas non plus possible de séparer l'odeur issue de la source du bruit de fond. Le manque de précision s'accroît lorsque les concentrations ou les vents sont faibles.

D'après ce constat, les mesures utilisant les chambres à flux et les tunnels de vent semblent plus intéressantes. Trois techniques sont couramment utilisées : les chambres à flux statiques, les chambres à flux dynamiques et les tunnels de vent. Leur principal défaut est la création de conditions atmosphériques artificielles au niveau de la surface étudiée. Cette modification peut entraîner de très fortes variations de l'émission sur la surface recouverte qui engendrent une sur- ou sous-estimation de l'émission réelle. Jiang (1996) a montré que les tunnels de vent sont les outils les mieux adaptés en raison de la possibilité de contrôler les écoulements à l'intérieur et de reproduire au mieux les conditions extérieures, en particulier les profils de vents verticaux. Cependant, aucune norme internationale concernant les tunnels de vent

n'existe actuellement, et beaucoup de formes ont été développées par les différentes équipes utilisant ces outils (Loubet, 1999a ; Iritz, 1997 ; Gillis, 2000 ; Wang, 2001 ; Leyris, 2005 ; Reichman, 2002 ; Sohn, 2005 ; Gao, 1997). Etant donné que chaque tunnel crée ses propres conditions atmosphériques qui vont affecter différemment l'émission, il n'est possible ni de comparer les résultats des différentes études, ni d'évaluer l'incertitude liée l'utilisation de ces outils.

4.1.1.2. Avantages et limites de l'utilisation de tunnels de vent ou de chambres à flux

L'obtention d'une valeur d'émission (F) en utilisant un tunnel de vent se fait par mesure des concentrations en entrée (C_i) et en sortie (C_o) du tunnel au moyen de l'équation 6, où Q est le débit injecté dans la chambre et S la surface de sol recouverte.

$$F = \frac{(C_o - C_i) \cdot Q}{S} \quad (4-1)$$

L'utilisation d'une telle technique pour évaluer une émission réelle implique l'hypothèse que les conditions atmosphériques artificielles créées à l'intérieur du tunnel n'ont aucune influence sur l'émission du sol. Or, plusieurs études résumées dans le travail de Gostelow (2003) ont montré que le tunnel pouvait créer un biais important. En effet, l'émission est contrôlée par deux processus physiques : la diffusion et l'advection à la fois dans le sol et dans l'atmosphère. L'influence du tunnel sur ces phénomènes est illustrée par les schémas de la Figure 27. Un déséquilibre entre les concentrations en surface à l'intérieur et à l'extérieur du tunnel modifie la diffusion, alors qu'un déséquilibre de la pression affecte l'advection : des valeurs trop élevées de pression ou de concentration dans le tunnel limiteront l'émission et engendreront une sous-estimation. A l'inverse, des valeurs faibles engendreront une surestimation. L'étendue de ces effets est directement liée à l'aérodynamisme du tunnel et à ses conditions d'utilisation (choix du débit). Ces derniers sont décrits dans le Tableau 21.

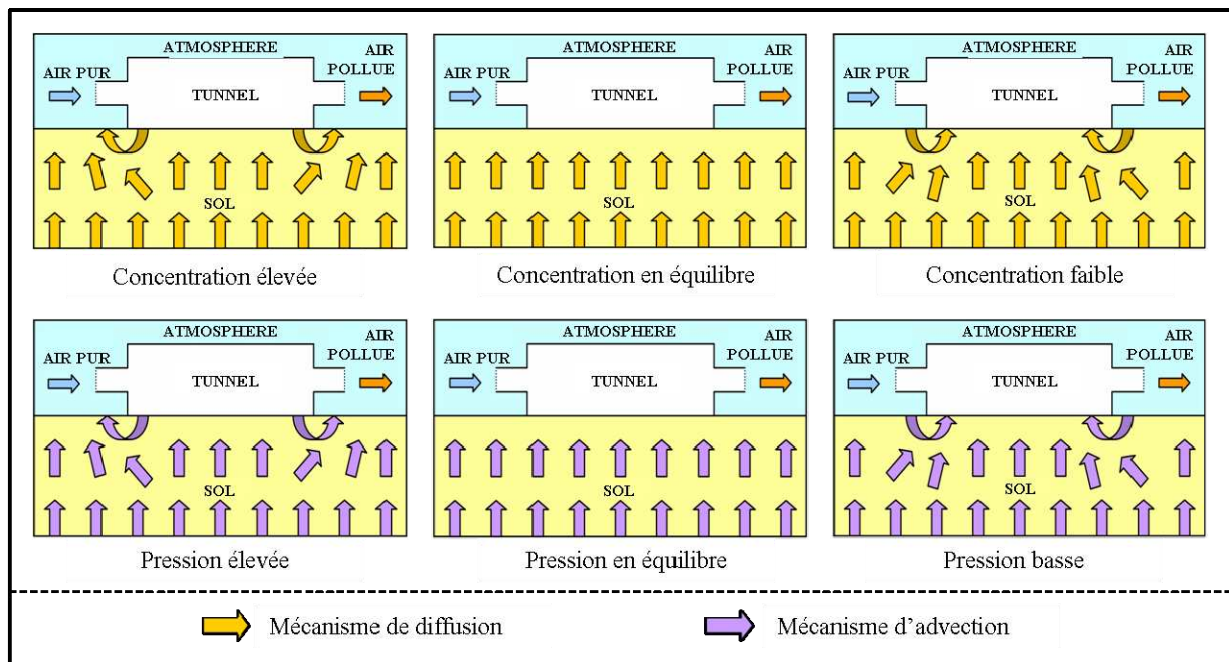


Figure 27. Influence du tunnel sur les mécanismes de diffusion et d'advection

Tableau 21. Influence du tunnel (forme et conditions d'utilisation) sur l'émission réelle

Description	Effet	Conséquence	Références
Faible débit	Augmentation de la concentration dans le tunnel jusqu'à saturation de l'atmosphère.	Diminution de l'émission par diffusion.	Lindberg (2002), Zhang (2002), Reichman (2002)
Fort débit	Diminution de la concentration dans le tunnel et en sortie.	Augmentation de l'émission par diffusion. Augmentation du biais dans la mesure de concentration en sortie de tunnel.	
Contrôle du débit à l'entrée	Augmentation de la pression dans le tunnel.	Diminution de l'émission par advection.	Welles (2001) Gillis (2000), Reichman (2002)
Contrôle du débit en sortie	Diminution de la pression dans le tunnel.	Augmentation de l'émission par advection.	
Conditions de vent fort à l'extérieur	Diminution de la concentration à l'extérieur du tunnel et modification de l'équilibre.	Diminution de l'émission par advection	Gillis (2000)
	Diminution de la pression dans le tunnel par effet Venturi.	Augmentation de l'émission par advection.	Bain (2005)
Bon mélange de l'air dans le tunnel	Diminution de la concentration à la surface du sol.	Augmentation de l'émission par diffusion.	Welles (2001)
Faible mélange et création de zones mortes	Augmentation de la concentration à la surface du sol.	Diminution de l'émission par diffusion dans ces zones.	Sohn (2005), Leyris (2005)
	Instabilité de l'écoulement dans le tunnel.	Instabilité dans le temps des concentrations mesurées en sortie de tunnel.	
Tunnel trop court	Instabilité de la couche limite qui est trop fine	Augmentation de l'émission par diffusion.	Leyris (2005), Loubet (1999b), Zhang (2002)
Tunnel trop long	Augmentation de la pression dans la chambre (si le débit est contrôlé en entrée) et augmentation de la concentration avec la longueur.	Diminution de l'émission par diffusion et par advection.	
Sortie large	Mauvais mélange de l'air pour la mesure de concentration	Biais dans la mesure de concentration en sortie de tunnel.	Gao (1997), Loubet (1999a)
Sortie étroite	Augmentation de la pression dans le tunnel si le débit est contrôlé en entrée.	Diminution de l'émission par advection	

Dans le but de quantifier l'influence d'un tunnel ou d'une chambre dynamique sur les mesures et de proposer une utilisation optimale, Zhang (2002) a développé le modèle TREIM (Two Resistance Exchange Interface Model). Ce modèle est basé sur les théories de la couche limite (Thibodeaux, 1997) et a été validé expérimentalement (Lindberg, 2002). Il a été conçu initialement pour calculer les biais liés à l'utilisation de chambres à flux dynamiques dans les mesures d'émission de mercure.

4.1.1.3. Description du modèle TREIM

Le modèle décrit le mécanisme de diffusion entre deux zones de concentrations différentes constantes dans le temps : le sol en dessous d'une certaine profondeur (C_s) et l'atmosphère au dessus d'une certaine altitude dépendant du renouvellement d'air (C_a) (Figure 28). Le flux de polluants (F) entre ces deux zones est contrôlé par une résistance (R_i) créée dans les couches du sol proches de la surface et la couche limite atmosphérique, où la concentration décroît verticalement. L'équation 7 décrit ce phénomène.

$$F(t) = \frac{C_s(t) - C_a(t)}{R_i} \quad (4-2)$$

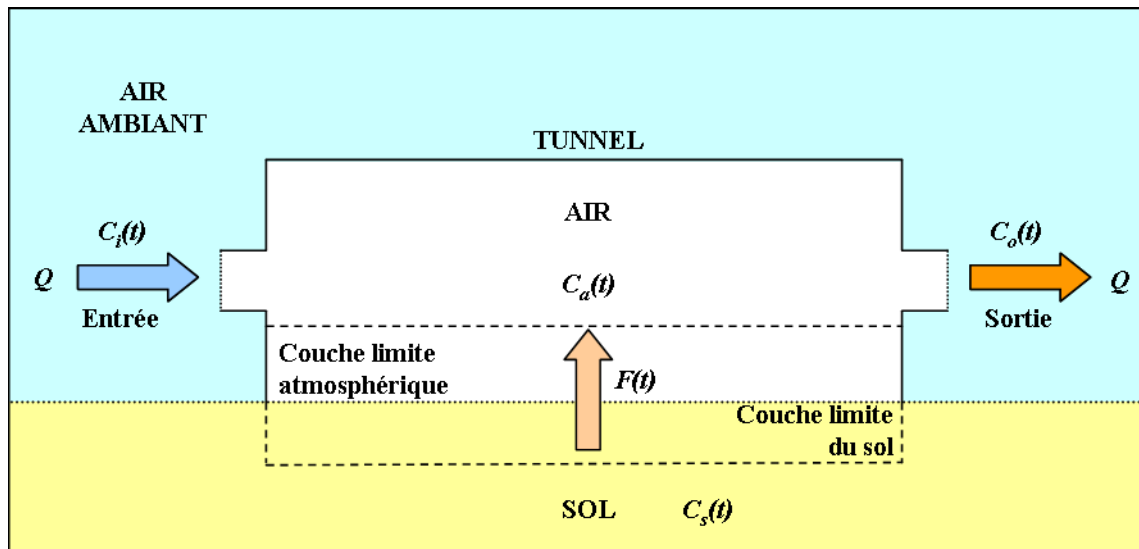


Figure 28. Modèle TREIM d'émission surfacique dans un tunnel (Zhang, 2002)

Le principal avantage du modèle TREIM est l'existence d'une solution analytique. Il nécessite cependant des hypothèses fortes :

- la concentration mesurée en sortie de tunnel (C_o) est égale à la concentration dans le tunnel (C_a) : $C_a(t) = C_o(t)$,
- la concentration en entrée du tunnel (C_i) est constante dans le temps : $C_i(t) = C_i$,
- la concentration dans le sol en dessous de la couche limite (C_s) est constante dans le temps : $C_s(t) = C_s$,
- au début de la mesure ($t = 0$), la concentration dans le tunnel est égale à la concentration en entrée du tunnel : $C_a(0) = C_i$,
- le débit injecté dans le tunnel (Q) est constant dans le temps : $Q(t) = Q$,
- la pression est égale à l'intérieur et à l'extérieur du tunnel,
- la température est égale à l'intérieur et à l'extérieur du tunnel,
- les effets de la forme du tunnel sont négligeables,
- l'écoulement est turbulent.

La principale équation (8) du modèle TREIM pour l'état stationnaire permet de calculer l'émission F ($\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) en fonction du débit d'air dans le tunnel Q (m^3/s) et des dimensions du tunnel : L (m) sa longueur, H (m) sa hauteur, et W (m) sa largeur.

$$F = h_i \left(\frac{C_s - C_i}{1 + L.W.h_i / Q} + \frac{h_i(C_s - C_i)}{Q/(L.W) + h_i} \right) \quad (4-3)$$

h_i , h_s et β sont donnés par les équations 9, 10 et 11 respectivement.

$$h_i = \frac{h_s}{1 + (\beta.H.W.h_s) / Q} \quad (4-4)$$

$$h_s = 0,6 \times D_0 \times \left(\frac{p-s}{Ti} \right) \quad (4-5)$$

$$\beta = \frac{1}{0,036} \times \left(\frac{v}{D_0} \right)^{2/3} \quad (4-6)$$

Les autres paramètres de ces équations sont :

C_i : la concentration en entrée du tunnel (g/m^3),

C_s : la concentration dans le sol (g/m^3),

h_s : le coefficient de transfert de masse dans la couche limite du sol (m/s),

p : la porosité du sol ($\text{Vol.}_{\text{pore}}/\text{Vol.}_{\text{sol}}$),

s : la proportion d'eau contenue dans le sol ($\text{Vol.}_{\text{eau}}/\text{Vol.}_{\text{sol}}$),

D_0 : le coefficient de diffusion moléculaire du composé dans l'air (m^2/s),

v : la vitesse cinétique de l'air (m^2/s),

Ti : l'épaisseur de la couche limite du sol (m).

Les principales limites de ce modèle sont la non-prise en compte de paramètres importants tels que la pression à l'intérieur du tunnel qui peut modifier l'advection ou la non-homogénéité des écoulements avec en particulier la création de zones mortes. Dans ce contexte, le travail proposé ici vise à créer un modèle d'écoulements à l'intérieur du tunnel en utilisant un logiciel de mécanique des fluides (ici Fluent). Ce modèle doit permettre de simuler les écoulements à la surface du sol et les champs de pression à l'intérieur du tunnel afin d'évaluer leurs impacts sur l'émission.

4.1.2. Présentation du modèle évaluant le biais lié à l'utilisation d'un tunnel de vent dans les mesures d'émission

La Figure 29 représente le tunnel utilisé pour cette étude. Il a été construit à l'University of New South Wales (UNSW) (Wang, 2001), et sa forme a déjà été utilisée dans différents travaux de mesure d'émissions surfaciques comme des installations de compostage (Taha, 2005), des bassins (Jiang, 1996) ou des centres de stockage (Sironi, 2005). Dans sa forme d'origine, la partie centrale du tunnel recouvre une surface de 80 par 40 cm, et a une hauteur de 25 cm⁸.

Le modèle est basé sur les théories de la mécanique des fluides et résout numériquement les équations de Navier-Stokes en utilisant le solveur du logiciel Fluent. Ce modèle représente les écoulements dans un tunnel de vent et est couplé à un modèle d'écoulement vertical dans un milieu poreux. Il simule l'émission à la surface du milieu poreux et évalue l'impact de différentes formes de tunnel sur cette émission.

⁸ Dimensions mises en ligne à l'adresse internet : <http://www.odour.unsw.edu.au/wind-tunnel-design.html>, consultée le 01/08/2007

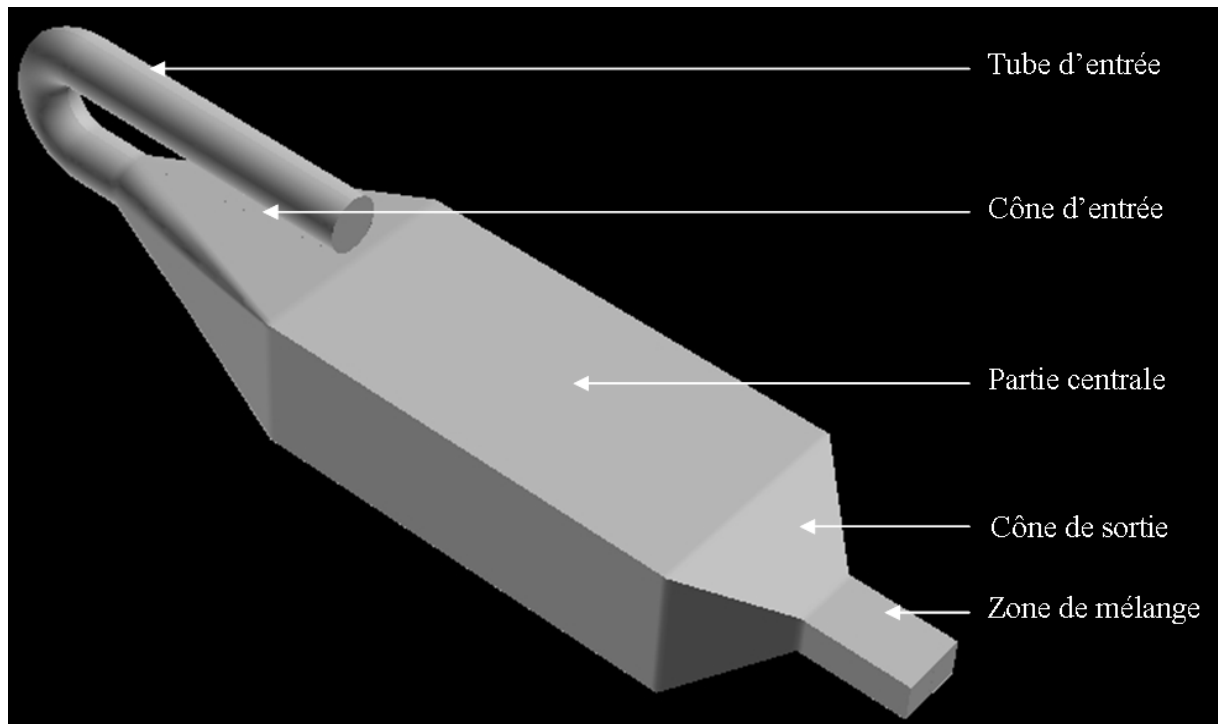


Figure 29. Présentation du tunnel de vent utilisé pour cette étude

Les différentes parties du modèle, développé en 2 et 3 dimensions pour un état stationnaire, sont présentées dans la Figure 30. Les propriétés associées à ces différentes parties sont données dans le Tableau 22.

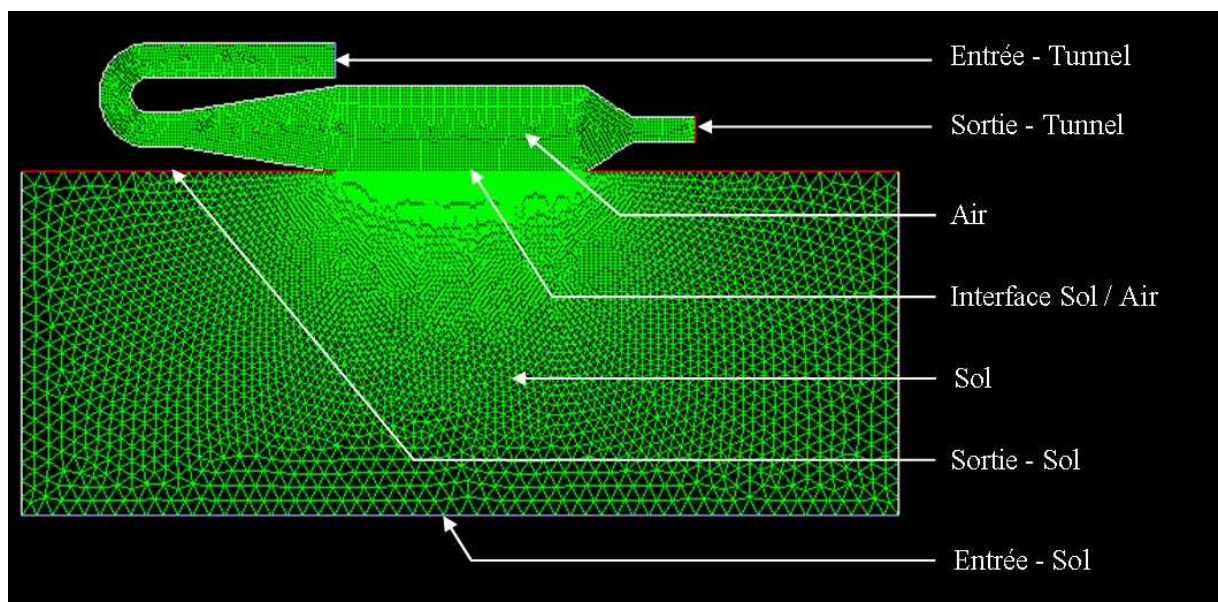


Figure 30. Modèle de tunnel en deux dimensions avec son maillage

Tableau 22. Présentation des différentes parties du modèle et propriétés associées

Partie du modèle	Propriété
VOLUME	
Air	<u>Maillage</u> : mailles triangulaires ou rectangulaires (tétraédriques ou hexaédriques en 3D) de 0,1 à 1 cm de côté environ <u>Air</u> : Ecoulement libre
Sol	<u>Maillage</u> : mailles triangulaires ou rectangulaires (tétraédriques ou hexaédriques en 3D) de 1 à 5 cm de côté environ <u>Milieu poreux</u> : Une résistance visqueuse de 10^{10} m^{-2} est appliquée aux écoulements dans ce milieu
SURFACE	
Entrée - Tunnel	<u>Condition</u> : Vitesse imposée <u>Composition de l'air</u> : 77 % de N_2 et 23% d' O_2 (pourcentage massique) <u>Turbulence</u> : Intensité de 1 % et diamètre hydraulique variable
Entrée - Sol	<u>Condition</u> : Pression imposée de 3 000 Pa <u>Composition de l'air</u> : 77 % de N_2 , 22% d' O_2 et 1% de CH_4 (pourcentage massique) <u>Turbulence</u> : Intensité de 1 % et diamètre hydraulique variable
Sortie - Tunnel	<u>Condition</u> : Pression imposée de 0 Pa <u>Composition de l'air entrant</u> : 77 % de N_2 et 23% d' O_2 (pourcentage massique) <u>Turbulence</u> : Intensité de 1 % et diamètre hydraulique variable
Sortie - Sol	<u>Condition</u> : Pression imposée de 0 Pa <u>Composition de l'air entrant</u> : 77 % de N_2 et 23% d' O_2 (pourcentage massique) <u>Turbulence</u> : Intensité de 1 % et diamètre hydraulique variable
Interface sol / air	<u>Condition</u> : Continuité
Autres	<u>Condition</u> : Paroi

Les émissions surfaciques des CSD étant essentiellement composées de méthane (biogaz), le fluide choisi est un mélange d'air et de méthane. Les modèles contiennent environ 100 000 éléments pour le 2D et 1 000 000 d'éléments pour le 3D. Le sol est représenté par un milieu « poreux » où l'écoulement se fait verticalement vers le haut (gradient de pression). La « porosité » est représentée par une résistance visqueuse à l'écoulement (10^{10} m^{-2}). Les conditions de pression et les propriétés de résistance du sol ont été choisies pour créer un écoulement vertical avec une vitesse moyenne de 17 mm/s : les conditions de forte vitesse ne sont pas réalistes, alors que des conditions de vitesse plus faibles font que le tunnel affecte l'écoulement vertical en profondeur jusqu'à la limite *Entrée-Sol*, ce qui crée un effet de bord. Il est donc nécessaire d'augmenter la taille du volume de sol, et par conséquent d'accroître les besoins en ressources informatiques. Suivant les travaux de Sohn (2005) concernant la turbulence dans les tunnels de vents, un modèle $K-\varepsilon$ a été ajouté pour représenter la turbulence dans le tunnel. Quelques illustrations des différents résultats qu'il est possible d'obtenir avec le modèle sont présentées ci-dessous. La Figure 31 représente les champs de pression et de vent à l'intérieur du tunnel de l'UNSW. La Figure 32 illustre le phénomène de recirculation qui se forme à l'intérieur du tunnel lorsque la grille en entrée du tunnel est retirée. La Figure 33 représente le champ de concentrations dans le sol et à l'intérieur du tunnel.

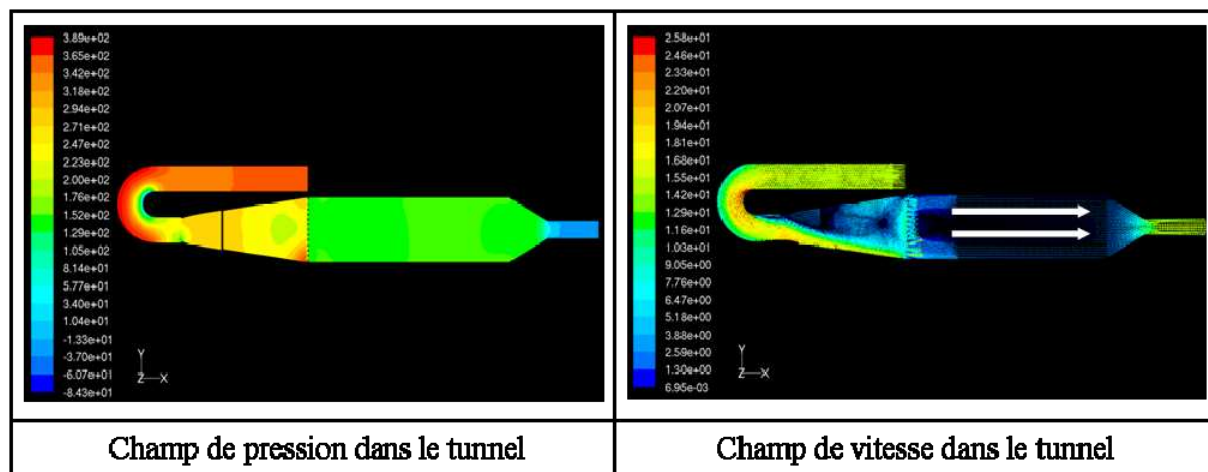


Figure 31. Représentation des champs de pression et de vent à l'intérieur du tunnel de l'UNSW

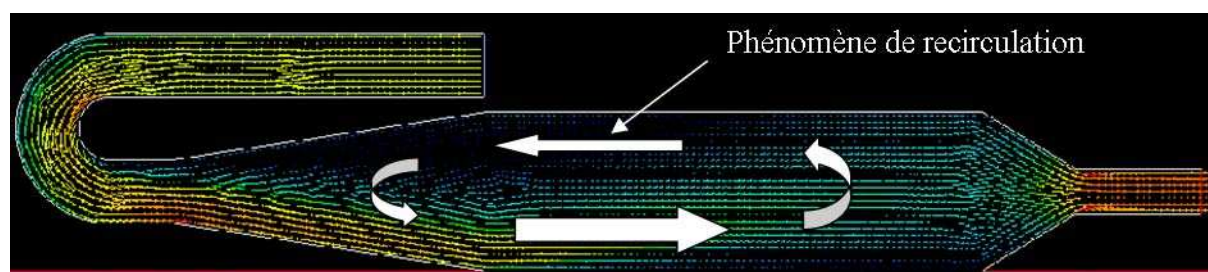


Figure 32. Représentation du phénomène de recirculation à l'intérieur du tunnel de l'UNSW lors de l'absence de grille

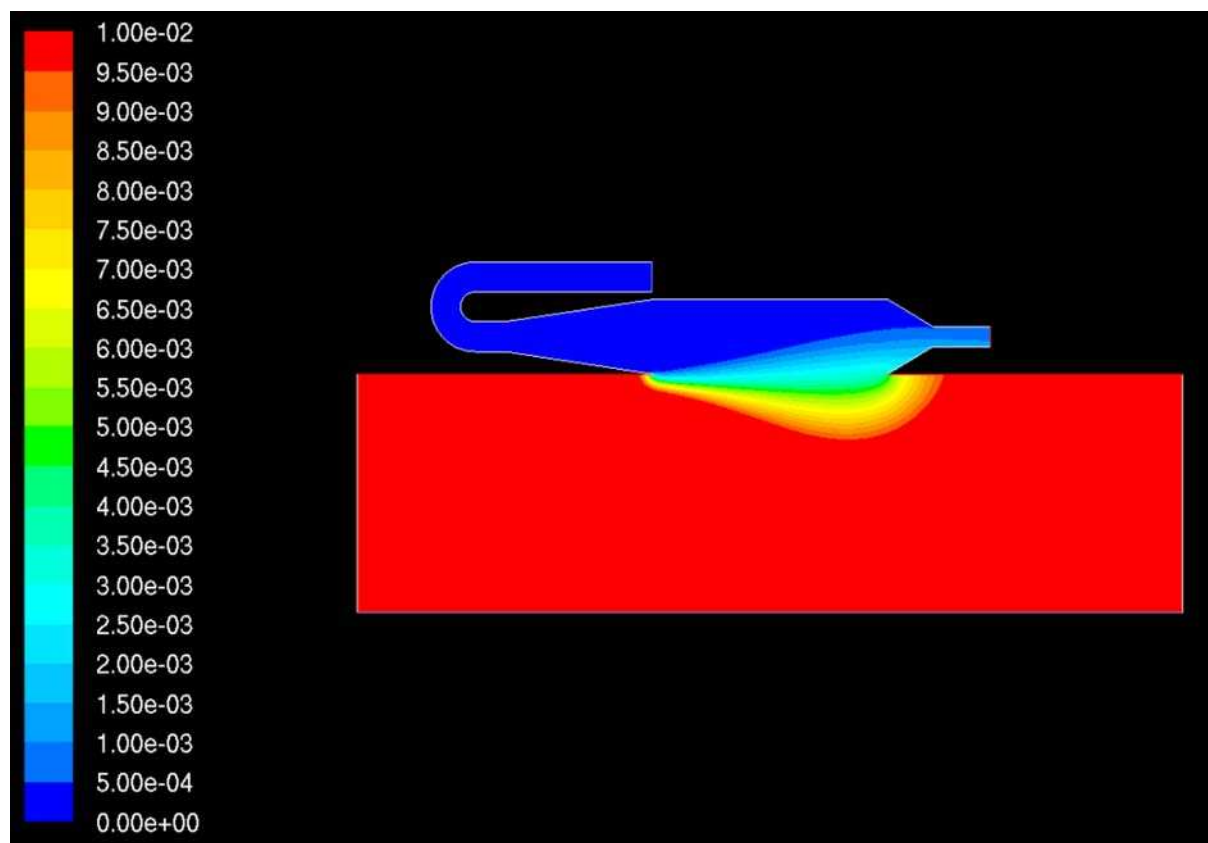


Figure 33. Représentation du champ de concentration dans le sol et à l'intérieur du tunnel

4.1.3. Validation du modèle

Le modèle a été validé expérimentalement par des mesures de profils de vent à l'intérieur de la chambre et une évaluation de la non-homogénéité de l'émission sur la surface étudiée, puis numériquement par comparaison avec les résultats du modèle TREIM développé par Zhang (2002).

4.1.3.1. Validation expérimentale

Le modèle a été validé par des mesures de vitesse d'écoulement à l'intérieur du tunnel et par l'évaluation de l'homogénéité de l'émission sur la surface recouverte. L'expérimentation a été effectuée dans les laboratoires de l'Université de Cranfield sur un tunnel ayant les mêmes dimensions que celui proposé par l'Université du New South Wales (Figure 34.a). Ce tunnel contient des déflecteurs en entrée pour guider les écoulements (Figure 34.b) et une grille entre la partie d'entrée et la partie centrale du tunnel (Figure 34.c) pour homogénéiser l'écoulement et diminuer la pression. La seule différence entre le tunnel utilisé ici et le tunnel d'origine concerne la forme du tube d'entrée, qui a été posé au sol puisque la partie supérieure de la chambre doit rester libre pour effectuer les mesures de vent. Six trous ont été faits dans la paroi supérieure du tunnel afin de pouvoir introduire l'anémomètre. L'air est injecté en entrée du tunnel par un ventilateur. Un débit élevé a été choisi ($0,17 \text{ m}^3/\text{s}$) dans le but de limiter les incertitudes sur la mesure en cas de vitesse faible.

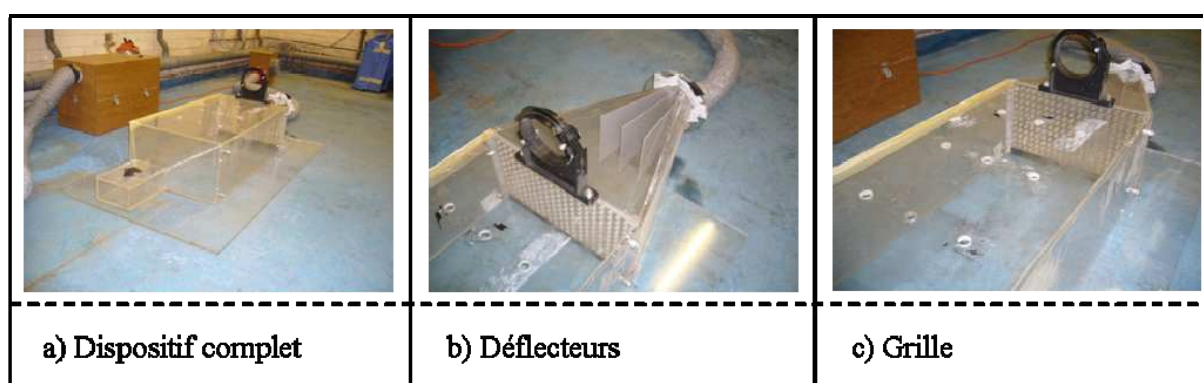


Figure 34. Tunnel utilisé pour l'expérimentation : (a) tunnel entier, (b) déflecteurs pour guider les écoulements en entrée et (c) grille comportant des trous de diamètre 1 cm pour diminuer la pression dans le tunnel

La validation s'est effectuée en deux étapes :

- une évaluation des vitesses d'écoulement dans la chambre : six profils de vent ont été mesurés en différents points dans le tunnel (Figure 35) en utilisant un anémomètre (Kestrel 3000). Pour chaque profil, trois mesures ont été effectuées tous les 1 ou 2 cm de hauteur.
- une évaluation de l'homogénéité de l'émission : cette évaluation s'est faite au moyen d'un drap mouillé posé sur le sol. Ce drap changeant de couleur en séchant, il a été possible d'identifier les zones où l'évaporation est la plus élevée. Ces zones correspondent aux zones où l'émission est la plus forte.

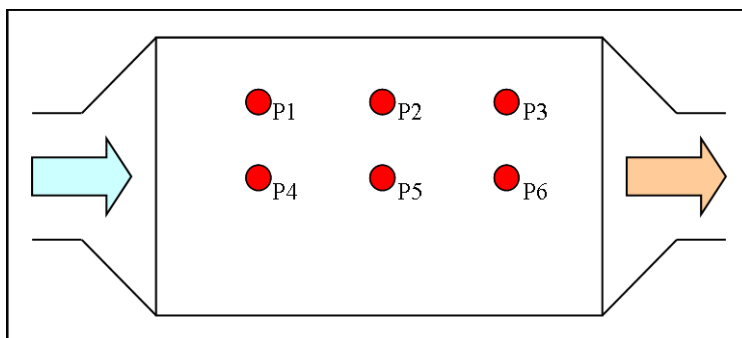


Figure 35. Localisation des profils de vent mesurés à l'intérieur du tunnel

• Résultats de validation des écoulements dans le tunnel

La Figure 36 montre les six profils de vents mesurés et simulés dans le tunnel. Ils correspondent à la vitesse du vent horizontale dans l'axe du tunnel (de l'entrée vers la sortie). Les vitesses négatives sur les couches basses de chaque profil s'expliquent par un phénomène de recirculation. **Les résultats du modèle concordent relativement bien avec les mesures sur tous les profils sauf le 3.** Les vitesses plus faibles dans le modèle pour les profils centraux et plus élevées pour les profils latéraux s'expliquent par les pertes liées à une mauvaise étanchéité entre la chambre et le sol. Les écarts importants sur le profil 3 s'expliquent par une forte turbulence à cet endroit (intersection de deux écoulements : l'un en direction de la sortie du tunnel, et l'autre créant une recirculation au sein du tunnel). Cette turbulence a un effet important sur les mesures de vent à cet endroit qui n'est pas représentée dans le modèle en régime permanent.

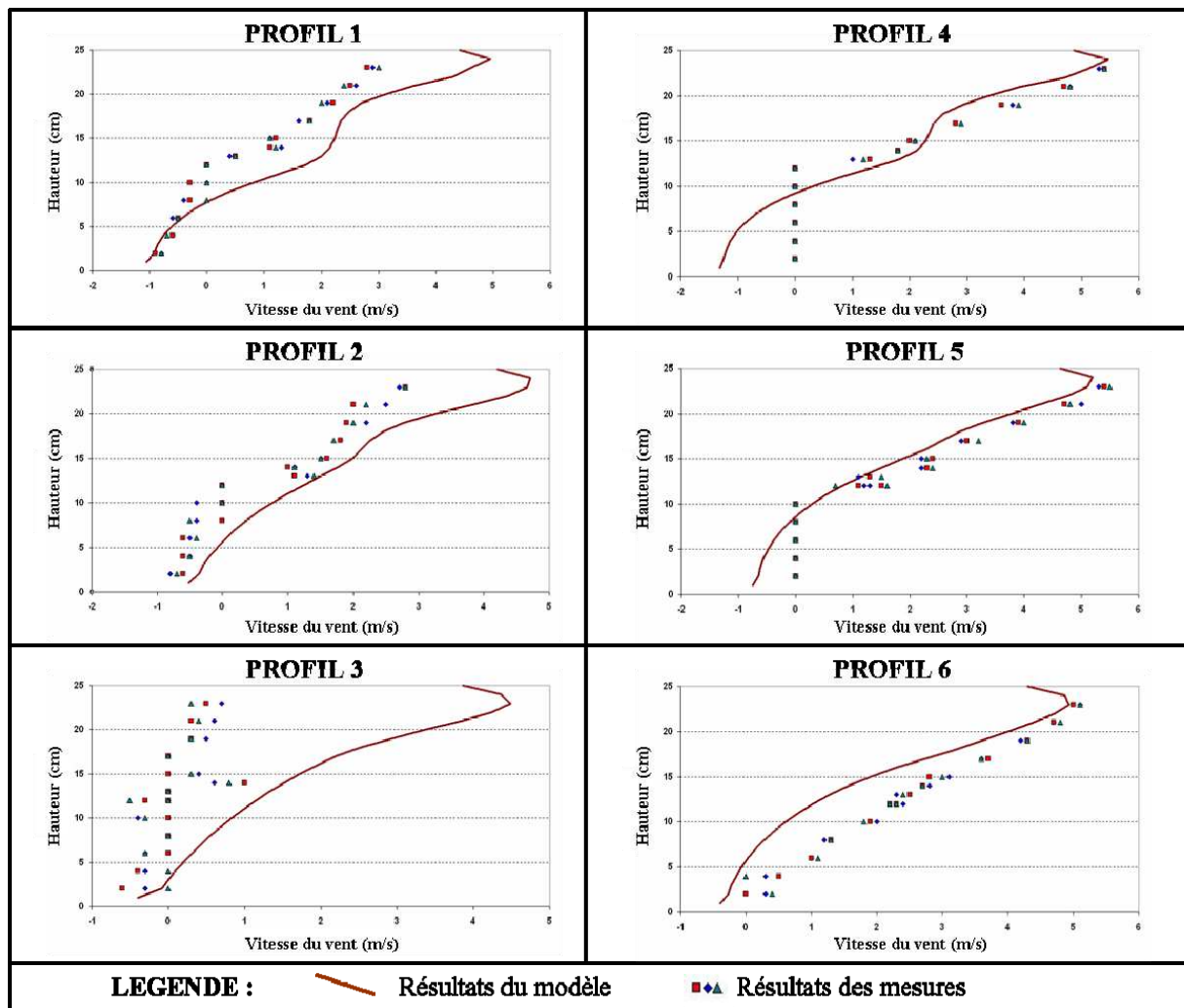


Figure 36. Comparaison entre les profils de vents simulés et mesurés dans le tunnel

- **Résultats de validation sur l'homogénéité de l'émission dans le tunnel**

La Figure 37 montre le drap coloré après 1h, 1h20 et 1h40. La photographie de droite montre la différence de couleur entre les zones sèches (claires) et humides (plus foncées). Les résultats montrent une émission plus forte au centre et dans la partie aval du tunnel. L'évaporation près des bords est beaucoup plus faible. La dissymétrie latérale de l'évaporation s'explique par des défauts d'étanchéité entre la chambre et le sol en certains endroits : une mauvaise étanchéité laisse passer un courant d'air latéral en surface du drap qui assèche ce dernier. **La Figure 38 représente l'émission dans le tunnel d'après les résultats de la simulation. Ces derniers sont cohérents avec les résultats de l'expérimentation : une émission plus forte est observée dans la zone centrale en aval du tunnel alors qu'une émission faible est observée sur les côtés et en amont.** Cette étude permet donc d'évaluer l'amplitude du biais lié à présence du tunnel sur l'émission.

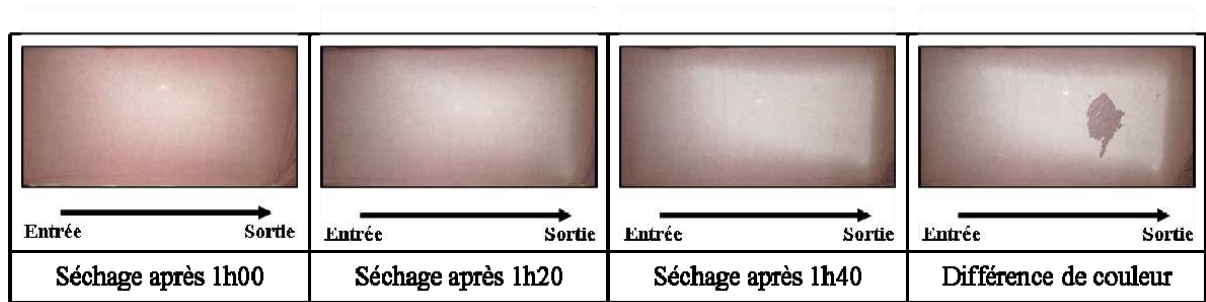


Figure 37. Evaluation de l'homogénéité de l'émission : résultats expérimentaux

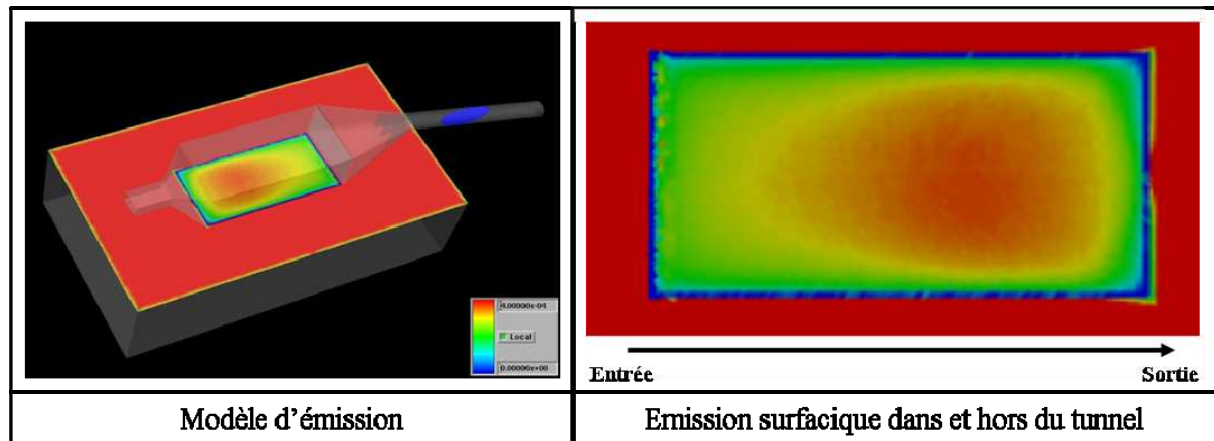


Figure 38. Evaluation de l'homogénéité de l'émission : résultats du modèle

4.1.3.2. Comparaison avec le modèle TREIM

Une autre évaluation du modèle est effectuée en comparant les résultats du modèle Fluent aux résultats du modèle TREIM (Zhang, 2002). Les variations de l'émission avec le débit et la taille du tunnel sont évaluées. Etant donné que le modèle TREIM et le modèle développé sous Fluent n'utilisent pas les mêmes paramètres d'entrée, il n'est pas possible de les comparer directement et une étape de normalisation est nécessaire. Les paramètres d'entrée choisis pour le modèle TREIM sont :

$$C_i = 0 \text{ g/m}^3,$$

$$C_s = 1,2 \text{ mg/m}^3 \text{ de méthane (équivalent à 1\% en pourcentage massique),}$$

$$p-s = 0,5,$$

$$D_0 = 0.24 \text{ cm}^2/\text{s},$$

$$\nu = 0.155 \text{ cm}^2/\text{s},$$

$$Ti = 0.5 \text{ cm}.$$

Pour évaluer l'influence de la taille du tunnel, la vitesse d'injection est fixée à 1 m/s. Deux longueurs (0,4 et 3 m) et deux hauteurs (0,1 et 0,8 m) sont testées sur le modèle en deux dimensions.

La Figure 39 représente la variation de l'émission avec le débit injecté dans la chambre suivant le modèle TREIM (ligne pleine) et les modèles en 2 et 3 dimensions développés sous Fluent (lignes et points). Dans ces modèles, la chambre représentée est vide, c'est-à-dire qu'elle ne contient ni déflecteurs ni grille en entrée. L'émission est normalisée en divisant l'émission calculée par l'émission maximale. Ceci permet de comparer les différents modèles. Les résultats sont similaires pour les modèles en deux dimensions et trois dimensions, ce qui signifie que les modèles en deux dimensions représentent aussi très bien les variations d'émissions et peuvent donc être utilisés pour tester différentes formes de chambre à différents débits. La comparaison avec le modèle TREIM montre une augmentation plus lente de l'émission avec le débit et une diminution de l'émission pour les débits très élevés. Ceci s'explique par la prise en compte dans le modèle Fluent de l'augmentation de la pression avec le débit. Les résultats normalisés des simulations en 2D où la longueur et la hauteur de la chambre sont modifiées sont présentés dans le Tableau 23 avec ceux du modèle TREIM. L'amplitude des variations est différente mais les résultats sont cohérents. La différence s'explique par les propriétés du sol différentes entre les deux modèles.

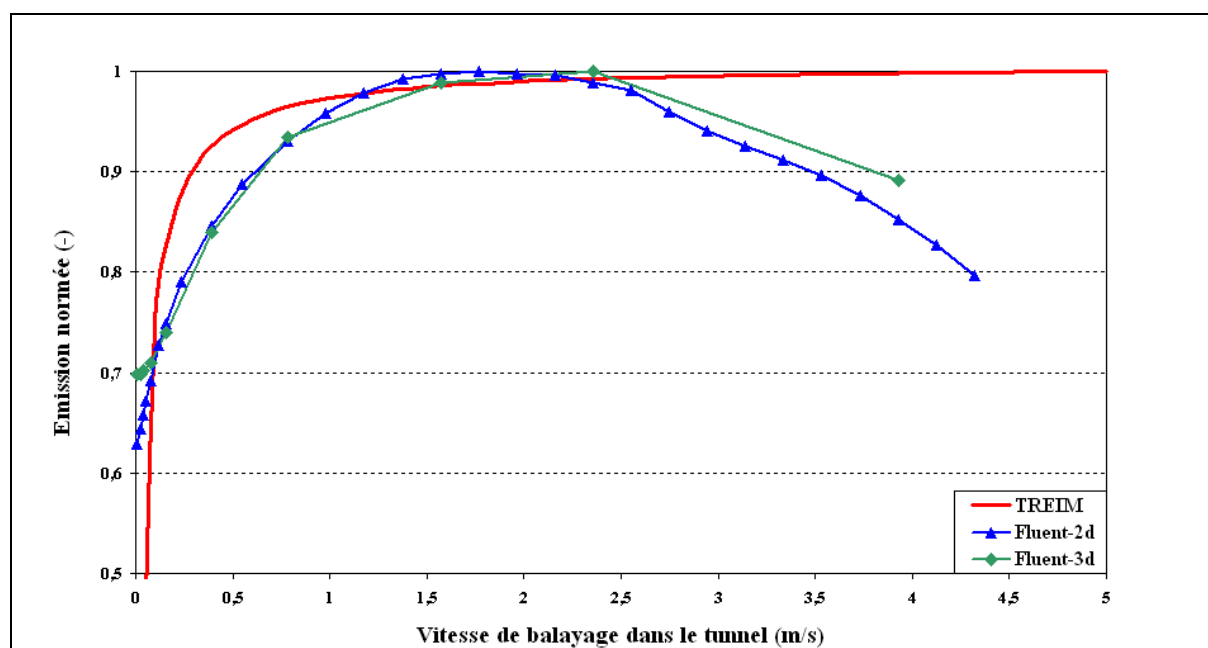


Figure 39. Variation de l'émission avec le débit injecté dans le tunnel pour le modèle TREIM et les modèles sous Fluent en 2D et 3D

Suite à ces résultats, les modèles sous Fluent en 2D et en 3D sont considérés comme valides pour représenter les écoulements dans un tunnel et l'émission associée. Ils sont donc utilisés maintenant pour évaluer l'influence de la forme du tunnel et du débit injecté sur la mesure d'émission.

Tableau 23. Comparaison des émissions pour différentes dimensions de tunnel entre les modèles TREIM et Fluent 2D (vitesse moyenne dans le tunnel : 0,4 m/s)

Description du tunnel	Emission calculée avec le modèle TREIM (-)	Emission calculée avec le modèle Fluent 2D (-)
Tunnel standard	1,000	1,000
Longueur de 0,4 m	1,001	1,025
Longueur de 3 m	0,988	0,992
Hauteur de 0,1 m	1,018	1,067
Hauteur de 0,8 m	0,940	0,943

4.1.4. Analyse de l'influence du débit et de la forme du tunnel sur l'émission

4.1.4.1. Influence du débit et de la forme du tunnel sur l'émission avec le modèle 2D

Plusieurs simulations sont effectuées avec différentes vitesses d'injection (entre 0,1 et 1 m/s) et différentes formes de tunnel en deux dimensions : variation des longueurs et hauteurs, de la forme du tube d'entrée, des cônes d'expansion et de compression. La modification des dimensions de la sortie du tunnel et du diamètre des trous dans la grille d'entrée permettent d'évaluer l'influence de la pression dans le tunnel.

Le Tableau 24 montre la variabilité de l'émission avec le débit et les différentes formes de tunnel. Le modèle standard de départ est celui de l'Université du New South Wales (UNSW) sans grille. La suppression des cônes d'entrée et de sortie est faite pour évaluer l'influence de l'aérodynamisme du tunnel en créant des zones mortes. La taille de la sortie est également évaluée puisqu'elle a un impact sur la pression et la recirculation dans la chambre. La forme droite du tube d'injection est faite pour évaluer l'impact du guidage de l'écoulement en entrée sur la recirculation dans la chambre : un tube droit doit permettre d'éviter cette recirculation. Enfin, l'influence de la grille est analysée pour différents diamètres de trous. Tous les résultats sont normalisés par rapport à l'émission du tunnel standard avec grille pour une vitesse d'injection de 0,1 m/s.

Tableau 24. Résultats des simulations pour différentes formes de chambre et 5 vitesses d'injection dans le tunnel (diamètre de la zone d'injection : 0,1 m)

Description du tunnel	Emission (-)				
	0,1 m/s	0,3 m/s	0,5 m/s	0,7 m/s	1,0 m/s
Tunnel standard (sans grille)	1,01	1,03	1,05	1,08	1,11
Longueur de 0,4 m	1,01	1,04	1,06	1,10	1,13
Longueur de 1,6 m	1,01	1,03	1,05	1,07	1,10
Longueur de 3 m	1,01	1,03	1,05	1,07	1,10
Hauteur de 0,1 m	1,03	1,07	1,11	1,14	1,18
Hauteur de 0,8 m	1,01	1,01	1,02	1,03	1,04
Suppression du cône d'entrée	1,01	1,02	1,04	1,07	1,12
Suppression du cône de sortie	1,01	1,02	1,04	1,06	1,09
Suppression des deux cônes	1,01	1,01	1,03	1,06	1,10
Taille de la sortie de 3 cm	1,01	1,03	1,04	1,06	1,09
Taille de la sortie de 15 cm	1,01	1,03	1,05	1,07	1,11
Forme du tube d'entrée droite	1,01	1,03	1,04	1,06	1,10
Ajout d'une grille : trous de 0,4 cm	1,01	1,01	1,03	1,04	1,05
Ajout d'une grille : trous de 1,0 cm	1,00	1,01	1,03	1,04	1,06
Ajout d'une grille : trous de 1,4 cm	1,00	1,02	1,04	1,05	1,07

Les résultats du Tableau 24 montrent que la sensibilité des émissions à la forme du tunnel augmente avec le débit : pour une vitesse d'injection de 0,1 m/s, l'émission varie entre 1,00 et 1,03, alors qu'elle varie entre 1,04 et 1,18 pour une vitesse de 1 m/s. Cette observation s'explique par l'importance relative de la diffusion par rapport à l'advection. Pour les débits faibles, l'advection prédomine (avec des valeurs variant entre 1,00 et 1,03, les émissions sont proches de l'émission générée par l'advection). Avec un débit plus élevé, il y aura une augmentation de la pression et une variation des écoulements dans le tunnel. Dans ce cas, la forme du tunnel peut avoir une influence importante sur l'émission en modifiant en même temps les phénomènes d'advection et de diffusion. L'influence de chaque paramètre est décrite ci-dessous :

- Longueur et hauteur : **la longueur a une faible influence sur l'émission d'après le modèle 2D** (moins de 5 %). L'émission décroît avec l'augmentation de la longueur à cause de l'augmentation de la pression et de la concentration dans le tunnel. **La hauteur a une influence plus importante en raison de la modification de la vitesse de balayage dans le tunnel** : pour le même débit, augmenter la hauteur diminue la vitesse, et donc diminue l'émission.
- Forme des cônes d'entrée et de sortie : **l'influence des cônes d'entrée et de sortie est faible (moins de 2 %), même si cette modification semble avoir une grande influence sur les écoulements**. Les résultats montrent des perturbations de

l'écoulement qui créent des conditions artificielles comme les zones mortes près du sol, particulièrement dans le cas de la suppression du cône d'entrée.

- **Dimensions de la sortie : les résultats montrent qu'il y a une taille minimale à partir de laquelle les dimensions de la sortie n'ont pas d'effet.** Pour les plus petites tailles, l'émission décroît en raison de l'augmentation de la pression. L'influence est très faible sur les modèles 2D (2 %), mais peut augmenter fortement sur les modèles 3D puisque le ratio « section de sortie / section du tunnel » diminue beaucoup.
- **Forme du tube d'entrée : la modification du tube d'entrée ne change pas réellement l'émission.** Une diminution de moins de 2 % est observée lorsque le tuyau d'entrée est droit. Ceci s'explique par la diminution de la vitesse d'écoulement près du sol dans la partie amont du tunnel. Le profil vertical de vitesse dans le tunnel semble plus naturel en utilisant un tube droit puisque le phénomène de recirculation disparaît, mais l'influence sur l'émission est faible.

Cette étude montre l'influence des différentes configurations du tunnel sur la mesure d'émission. La longueur et la hauteur ne semblent pas avoir d'effets importants, même s'il paraît important d'utiliser des tunnels larges pour limiter les effets de bords. La forme du tuyau d'entrée ne semble pas avoir d'effet. La hauteur et l'ajout d'une grille semblent être les plus importants. Le modèle développé en 3D doit permettre de comparer les résultats obtenus avec différentes formes réelles de tunnel et d'évaluer la confiance à mettre dans de telles mesures.

4.1.4.2. Influence du débit et de la forme du tunnel sur l'émission avec le modèle 3D

Quelques simulations sont faites avec le modèle en 3 dimensions sur des formes de tunnels réelles pour évaluer leur impact respectif sur la mesure d'émission. Trois formes de tunnels sont testées : celui de l'UNSW sous différentes configurations, celui proposé par Gao (1997) (Figure 40) et celui de l'université de Cranfield qui est utilisé pour les mesures sur site (Figure 41).

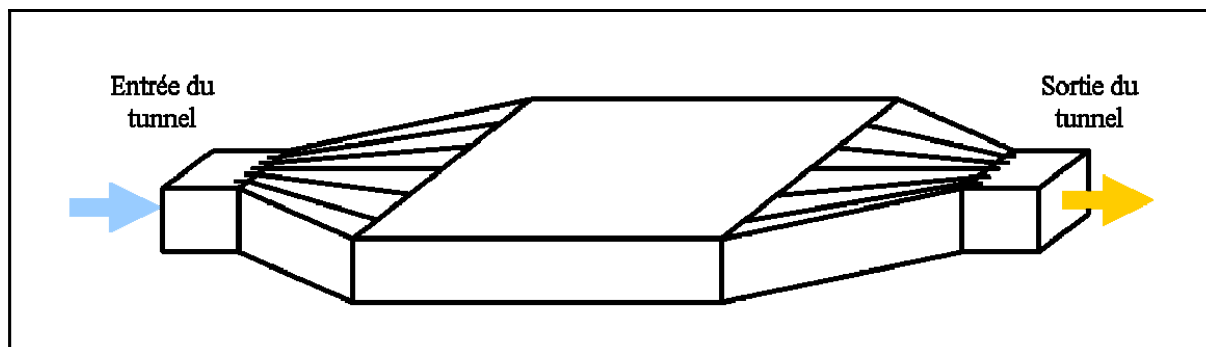


Figure 40. Schéma du tunnel de vent développé par Gao (1997)

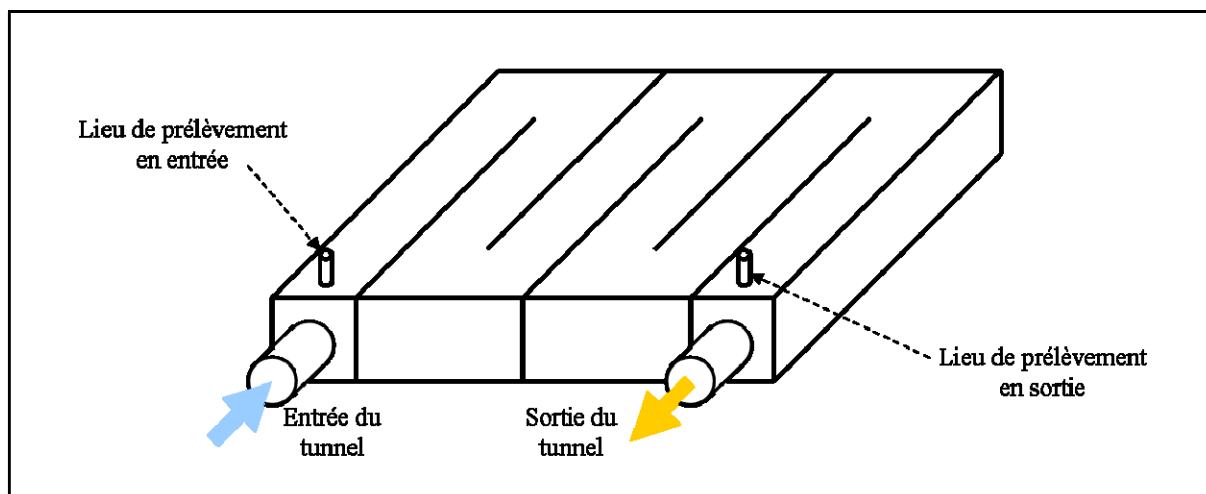


Figure 41. Schéma du tunnel de vent de l'université de Cranfield utilisé pour les mesures

Une atmosphère est ajoutée dans le modèle pour simuler le renouvellement d'air et éviter la saturation en surface (Figure 42). Ceci permet d'obtenir une émission de référence et d'en déduire le biais lié à la présence du tunnel. L'ajout de l'atmosphère n'a pu être effectué sur les modèles en deux dimensions en raison de l'absence de représentation des écoulements latéraux qui rend impossible le renouvellement d'air (Figure 43). La vitesse imposée de 0,3 m/s correspond à un renouvellement assez lent (pas de représentation d'un vent réel), mais suffisant pour ne pas saturer l'air en dehors de la chambre (air pur à proximité de la limite haute du modèle). Il a été vérifié que le tunnel n'influçait pas les conditions limites d'injection du polluant au niveau du sous-sol quel que soit le débit.

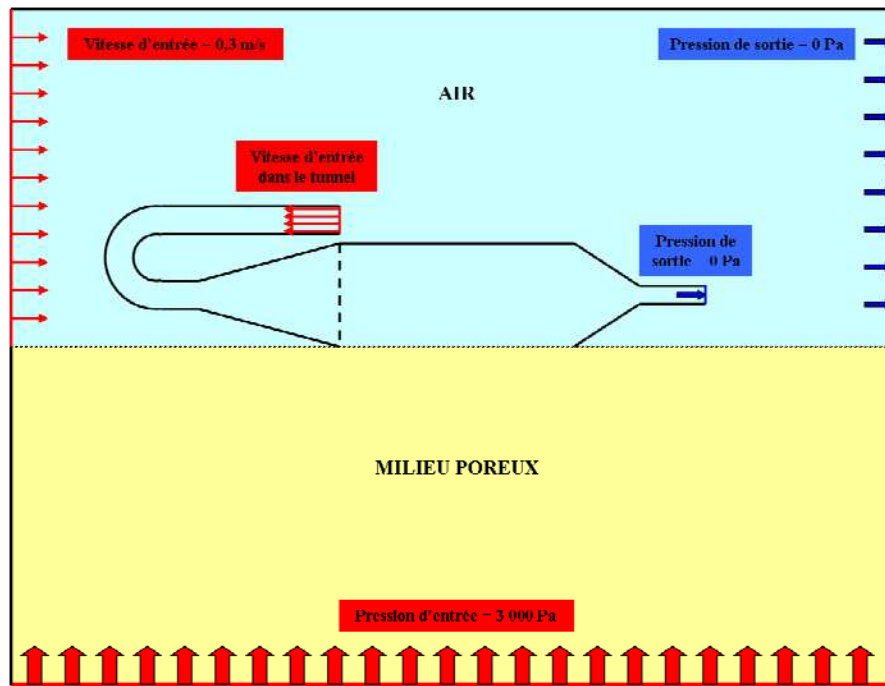


Figure 42. Coupe latérale du modèle de tunnel en trois dimensions avec atmosphère

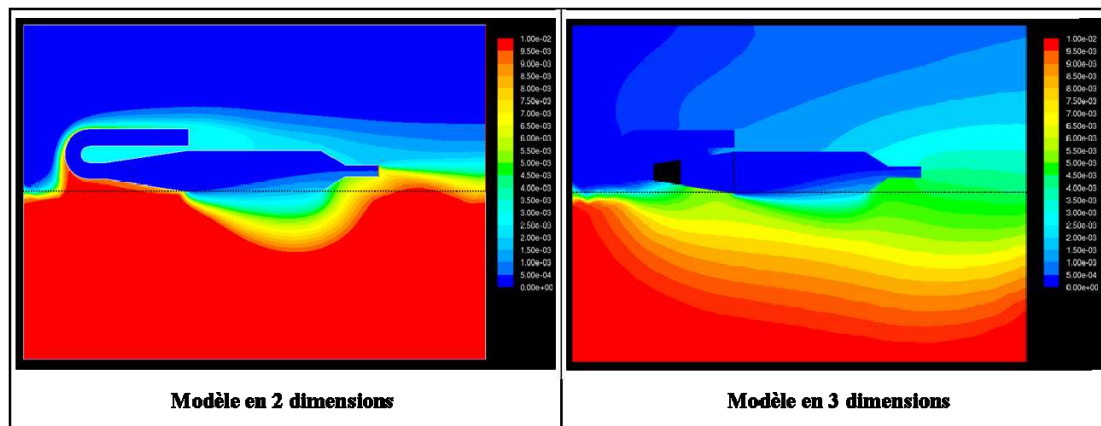


Figure 43. Champs de concentration pour les modèles en 2 et 3 dimensions avec atmosphère

Tous les résultats du modèle en 3 dimensions sont présentés dans le Tableau 25.

Tableau 25. Résultats du modèle en trois dimensions pour différents types de tunnels.

Type de tunnel	Caractéristiques	Vitesse d'injection dans le tunnel (m/s)	Débit (l/s)	Vitesse moyenne dans le tunnel (m/s)	Emission normée (-)	Ecart par rapport à l'émission réelle (%)	
Emission sans chambre				0,3	1	0,0	
UNSW	Normale	1	7,9	0,079	0,987	-1,3	
		2	15,7	0,157	0,988	-1,2	
		3	23,6	0,236	0,999	-0,1	
		4	31,4	0,314	1,010	1,0	
		5	39,3	0,393	1,021	2,1	
		8	58,9	0,589	1,035	3,5	
		10	78,5	0,785	1,036	3,6	
		12,5	98,2	0,982	1,026	2,6	
	Sans déflecteurs	1	7,9	0,079	0,993	-0,7	
		5	39,3	0,393	1,017	1,7	
		10	78,5	0,785	1,029	2,9	
	Sans grille	1	7,9	0,079	1,002	0,2	
		5	39,3	0,393	1,068	6,8	
		10	78,5	0,785	1,136	13,6	
	Vide	1	7,9	0,079	0,998	-0,2	
		5	39,3	0,393	1,070	7,0	
		10	78,5	0,785	1,153	15,3	
	Avec enfoncement	1	7,9	0,079	0,986	-1,4	
		5	39,3	0,393	0,992	-0,8	
		10	78,5	0,785	1,006	0,6	
	Aspiration de l'air en sortie	1	7,9	0,079	1,001	0,1	
		5	39,3	0,393	1,163	16,3	
		10	78,5	0,785	1,555	55,5	
	Courte	1	7,9	0,079	1,002	0,2	
		5	39,3	0,393	1,016	1,6	
		10	78,5	0,785	0,973	-2,7	
	Longue	1	7,9	0,079	0,972	-2,8	
		10	78,5	0,785	1,095	9,5	
	Gao	Avec enfoncement	0,25	2,0	0,063	1,239	23,9
			0,5	4,0	0,125	1,254	25,4
1			8,0	0,250	1,287	28,7	
2			16,0	0,500	1,354	35,4	
3			24,0	0,750	1,419	41,9	
4			32,0	1,000	1,484	48,4	
5			40,0	1,250	1,546	54,6	
Sans enfoncement		0,5	4	0,125	1,318	31,8	
		2	16	0,500	1,552	55,2	
	4	32	1,000	1,562	56,2		
Cranfield		1	7,9	0,257	1,007	0,7	
		5	39,3	1,283	1,197	19,7	
		10	78,5	2,567	1,319	31,9	

D'un point de vue global, l'émission est très peu influencée par le tunnel de l'UNSW, sauf en cas de contrôle du débit par aspiration en sortie de tunnel ou bien d'absence de grille pour les forts débits. A l'inverse, le tunnel de Gao accroît très fortement l'émission (entre 23 et 57 %), de même que le tunnel de Cranfield pour les forts débits. En ce qui concerne le tunnel de Gao, l'augmentation de l'émission est principalement liée à la présence des cônes d'entrée et de sortie qui constituent une couche étanche sur le sol en bordure. Le schéma de la Figure 44 illustre ce phénomène : l'émission est déviée, dont une partie à l'intérieur du tunnel. L'enfoncement des bords du tunnel dans le sol permet de limiter ce phénomène en limitant la déviation vers l'intérieur.

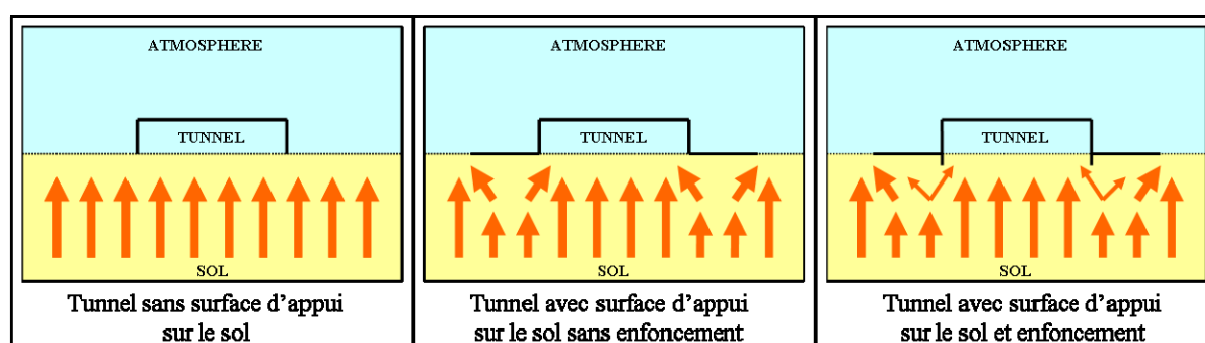


Figure 44. Influence de la surface d'appui du tunnel sur l'émission

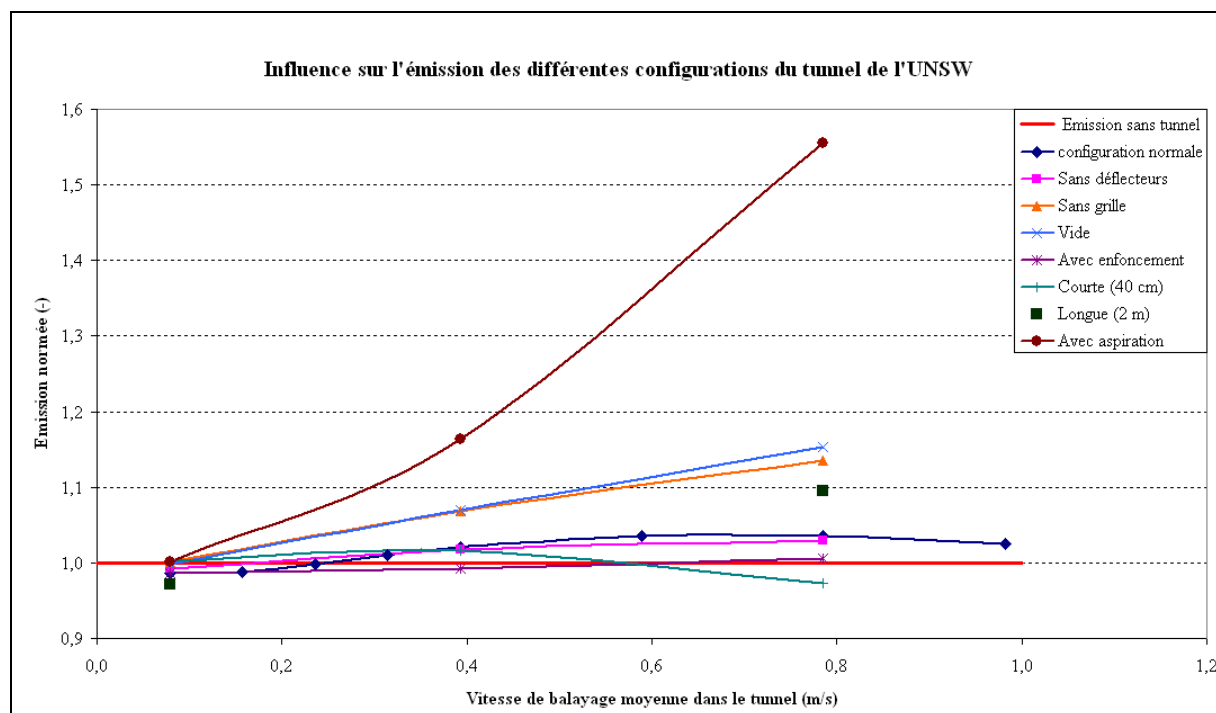


Figure 45. Influence des différentes configurations du tunnel de l'UNSW sur l'émission mesurée.

La Figure 45 montre l'influence des différentes configurations du tunnel de l'UNSW sur l'émission. Ces dernières sont décrites ci-dessous :

- La grille : **L'absence de grille est le seul paramètre influençant réellement sur l'émission.** Ceci peut s'expliquer par le fait que la vitesse de l'air près du sol est beaucoup plus élevée en entrée de chambre lorsqu'il n'y a pas de grille. Cette vitesse élevée entraîne un fort balayage qui augmente l'émission à cet endroit.
- Les déflecteurs : **la présence des déflecteurs n'a pas réellement d'influence.** Leur présence diminue légèrement la précision de la chambre lorsqu'ils sont couplés à la grille (différence inférieure à 1 %)
- L'enfoncement du tunnel : il décroît légèrement l'émission par rapport à un tunnel sans enfoncement à partir d'une vitesse de balayage de 0,3 m/s. Il s'agit là de la vitesse au-delà de laquelle les effets de bord deviennent importants. C'est ce qui explique que la courbe représentant le tunnel avec enfoncement est beaucoup plus plate que celle représentant la forme normale.
- Le contrôle du débit : le contrôle du débit par aspiration en sortie de tunnel crée une dépression à l'intérieur du tunnel qui génère une très forte croissance de l'émission. **La surestimation peut aller jusqu'à 50 % pour les forts débits.**
- La longueur du tunnel : **la longueur a un impact important sur le modèle 3D.** Les faibles débits montrent les mêmes résultats que le modèle en 2D (corroboré par le modèle TREIM), c'est-à-dire que l'augmentation de la longueur du tunnel diminue l'émission moyenne. Par contre, cela s'inverse lorsque les débits augmentent. La raison principale est l'effet de bord qui augmente avec le débit. Les bords ont une influence plus importante sur les petites longueurs.

En effet, les résultats de la validation du modèle concernant l'homogénéité de l'émission (Figure 38) ont montré une zone centrale où les émissions sont très élevées et des zones en bordure où l'émission est presque nulle voir négative en raison des effets de bord (augmentation de la pression dans la chambre qui engendre une déviation des écoulements vers l'extérieur). La Figure 46 permet d'expliquer pourquoi les effets de bord ont un impact plus important sur l'émission lorsque le tunnel est court. Un calcul basé sur des émissions théoriques (de 1 g/m²/s en zone centrale et 0 g/m²/s en bordure) et une bordure d'une épaisseur de 10 cm montre que l'émission totale est presque doublée pour un tunnel de 2 m de long par rapport à un tunnel de 40 cm de long. Ceci explique les résultats du modèle 3D concernant l'influence de la longueur du tunnel pour les forts débits.

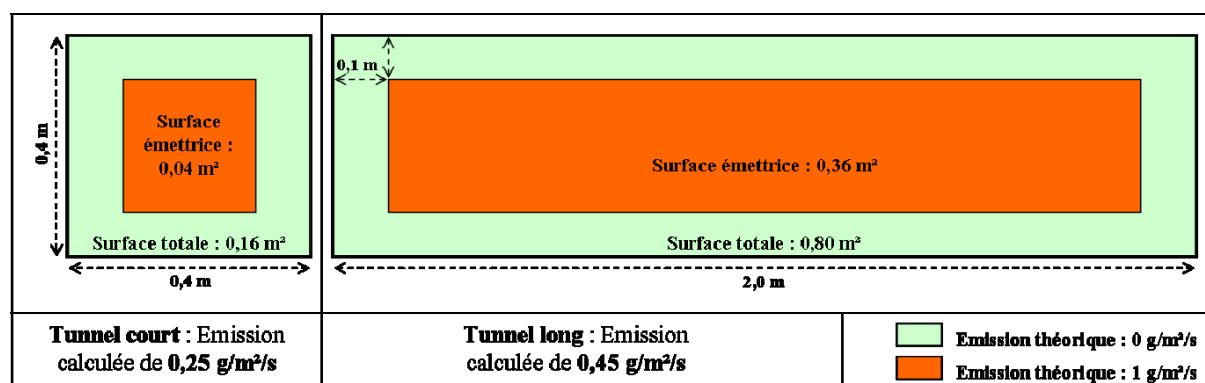


Figure 46. Illustration des effets de bords et de leur influence sur l'émission suivant la longueur du tunnel par un calcul théorique d'émission

Ces derniers résultats vont à l'encontre des résultats du modèle 2D et du modèle TREIM qui ne peuvent modéliser les effets de bords. Ils soulignent l'importance de ce phénomène et la nécessité de le prendre en compte. **Ceci montre donc la nécessité de modéliser en 3 dimensions et met en évidence les limites du modèle en 2 dimensions lorsque la vitesse de balayage dans le tunnel est supérieure à 0,2 m/s.**

La modélisation a également permis d'évaluer le tunnel utilisé pour les mesures. Ce tunnel montre de très bons résultats pour un débit faible (vitesse moyenne de 0,25 m/s) avec un biais inférieur à 1 %. Par contre, le biais croît fortement avec l'augmentation du débit et dépasse les 30 % pour une vitesse 10 fois supérieure. Ceci est principalement lié à la vitesse de balayage et à l'absence d'effets de bords compensateurs (le tunnel étant carré avec des déflecteurs, les effets sont minimes).

4.1.5. Mesures sur site d'émissions d'odeurs sur une alvéole

Des mesures d'émissions ont été effectuées sur une alvéole en fin d'exploitation. Le site étudié se trouve en Angleterre. Les mesures ont été faites dans le cadre d'une opération de suivi des émissions odorantes pour ce site effectuée par l'Université de Cranfield. Seuls les résultats concernant l'émission surfacique de l'alvéole seront présentés ici.

4.1.5.1. Prélèvements sur site

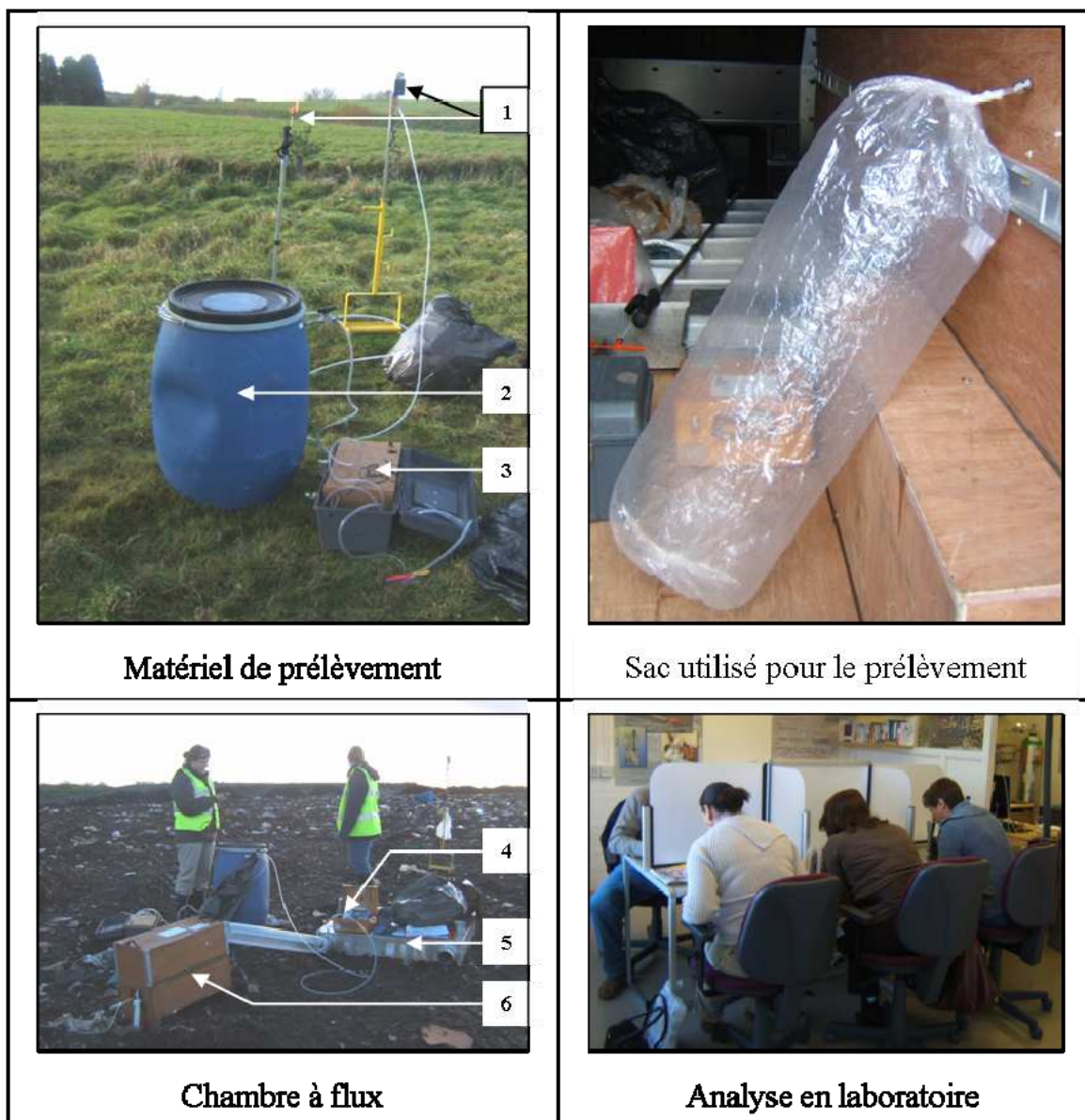


Figure 47. Matériel utilisé pour les mesures d'émissions surfaciques d'odeurs : 1. Anémomètre et girouette ; 2. Récipient étanche permettant de remplir le sac utilisé pour le prélèvement par mise en dépression ; 3. Pompe à vide ; 4. Point de prélèvement en entrée ; 5. Tunnel de vent ; 6. Ventilateur et filtre à charbon actif injectant un air propre dans le tunnel.

Les mesures ont été faites en utilisant le tunnel de vent de l'université de Cranfield (Figure 41). Un ventilateur muni d'un filtre à charbon a été utilisé pour injecter de l'air purifié dans le tunnel. Les prélèvements ont été effectués en entrée et en sortie au moyen d'un récipient étanche et d'une pompe à vide : le sac, placé à l'intérieur, est rempli par mise en dépression du récipient (en 4 min environ). Cinq prélèvements ont été effectués : un en entrée, trois en sortie pour une vitesse d'entrée dans le tunnel de 9 m/s ($0,071 \text{ m}^3/\text{s}$), et un dernier en sortie pour une vitesse de 4 m/s ($0,031 \text{ m}^3/\text{s}$). L'évaluation de l'émission se fait par différence de concentration entre l'entrée et la sortie du tunnel. Les trois mesures en sortie pour un même débit sont effectuées pour évaluer l'incertitude sur la mesure.

L'analyse des prélèvements a été effectuée au sein du laboratoire accrédité de Silsoe par un jury composé de 6 personnes. Les prélèvements ont été analysés en moins de 30 heures suivant la norme européenne d'olfactométrie dynamique (EN 13725 (2003)). Chaque échantillon a été présenté aux différents membres avec plusieurs degrés de dilution (présentation suivant des concentrations croissantes). La mesure est considérée comme valide lorsque les 6 membres du jury sont capables de déterminer un seuil d'olfaction. La concentration mesurée correspond alors à la moyenne des seuils de chacun. Mais il peut arriver que la détermination d'un seuil nécessite un grand nombre de mesures et que l'échantillon prélevé ne soit pas suffisant pour effectuer toutes les mesures : la mesure est alors considérée comme invalide et le résultat correspond à la moyenne des seuils qui ont pu être déterminés.

Ces mesures permettent d'estimer l'émission d'odeur moyenne d'une alvéole en fin d'exploitation au moyen du tunnel de vent construit par l'université de Cranfield. Une correction de cette émission est ensuite proposée à partir des résultats du modèle pour tenir compte de l'influence du tunnel.

4.1.5.2. Résultats des mesures d'émissions effectuées sur le site anglais

Les résultats des mesures effectuées sur le site anglais sont présentés dans le Tableau 26. Quatre mesures sur les cinq n'ont pu être validées. La concentration mesurée en entrée est globalement plus élevée que celles mesurées en sortie. **Les concentrations en limite du seuil de détection associées à l'incertitude existant sur ce type de mesures en sont la principale raison. Elles ne permettent donc pas de calculer d'émission à partir de ces résultats.** La comparaison entre les concentrations pour les deux débits semble être cohérente avec les résultats obtenus lors de la modélisation : l'émission est croissante avec le débit injecté.

Tableau 26. Résultats des mesures d'émission d'odeur sur un CSD

Lieu de prélèvement	Vitesse d'injection dans le tunnel	Concentration d'odeur (UOS) (* : Mesures non validées)
Entrée	9 m/s	92 *
Sortie	9 m/s	74 *
		61 *
		100 *
Sortie	4 m/s	66

4.1.5.3. Evaluation d'une émission surfacique avec correction du biais lié à l'utilisation du tunnel

Les résultats ne permettant pas de déduire une émission, une modification de ces derniers a été effectuée afin de permettre de présenter la méthode de correction de la mesure : la concentration d'odeur en entrée a été prise égale à 0. Le calcul de correction permet dans ce cas là de fournir une limite supérieure à l'émission mesurée (cas où la différence de concentration entre l'entrée et la sortie du tunnel est maximale).

L'émission est donnée par la formule 12 :

$$E = \frac{(C_o - C_i) \cdot Q}{S} \quad (4-7)$$

Avec C_i et C_o les concentrations mesurées en entrée et en sortie respectivement,

Q le débit injecté dans le tunnel, et

S la surface de sol recouverte par le tunnel (1 m²).

Le facteur correcteur est connu d'après les simulations pour 3 vitesses d'injection : 1, 5 et 10 m/s. Il est respectivement de 0,7, 19,7 et 31,9. La déduction des coefficients pour les débits recherchés se fait par une interpolation linéaire entre ces valeurs deux à deux. Le calcul donne des coefficients correcteurs de -27 % et -15 % pour l'injection de 9 m/s et 4 m/s respectivement. Les résultats sont présentés dans le tableau Tableau 27 ci-après.

Etant donnée la sensibilité des données, il n'est pas possible d'interpréter ces résultats. La seule déduction possible concerne l'ordre de grandeur de l'émission : elle serait comprise entre 0 et 5 UOS/m²/s.

Tableau 27. Calcul de l'émission surfacique d'odeur corrigée du biais lié à l'utilisation du tunnel

Lieu de prélèvement	Vitesse d'injection dans le tunnel (m/s)	Débit injecté dans le tunnel (m ³ /s)	Facteur correcteur correspondant	Concentration d'odeur (UOS)	Emission brute (UOS/m ² /s)	Emission corrigée (UOS/m ² /s)
Entrée	9 m/s	-	-	0	-	-
Sortie	9 m/s	0,071	-27 %	74	5,3	3,8
				61	4,3	3,2
				100	7,1	5,2
Sortie	4 m/s	0,031	-15 %	66	2,1	1,8

4.1.6. Discussion

La première étape de ce travail a été de valider le modèle proposé sous Fluent. La mesure des profils de vent dans le tunnel montre que le modèle représente bien les écoulements dans une forme complexe contenant des déflecteurs et une grille d'entrée. Il souligne la complexité des écoulements, avec des phénomènes de recirculation qui ont un double effet de mélange et d'accroissement de la concentration moyenne. L'évaluation de la non-homogénéité de l'émission par diffusion est également représentée par le modèle et montre l'impact important des effets de bords, malgré la forme du tunnel qui est faite pour éviter ces zones mortes. **Tous ces effets ne peuvent être pris en compte par le modèle TREIM. Leur prise en compte dans le cadre de ce travail constitue à ce titre une amélioration du modèle précédent.**

Les relations entre les débits et l'émission sur les modèles de Fluent sont en accord avec ceux du modèle TREIM tant que la pression dans la chambre n'est pas trop élevée : l'augmentation de l'émission avec le débit s'explique par la diminution de la concentration moyenne à la surface du sol qui génère une augmentation de l'émission par diffusion. Après une certaine valeur de débit, l'émission décroît dans le modèle Fluent alors qu'elle se stabilise avec TREIM. Cette valeur correspond à la limite au-delà de laquelle l'émission par diffusion est maximale. La pression dans la chambre continuant à augmenter, l'émission par advection diminue et par conséquent l'émission globale également. Ce phénomène n'est pas visible dans le modèle TREIM puisqu'il ne modélise pas l'émission par advection. L'accroissement de la pression dans la chambre explique également pourquoi l'émission croît plus lentement avec le débit dans le modèle Fluent. **L'émission peut être sous-estimée de 40 % de sa valeur si le débit dans le tunnel est trop faible.**

Les modifications de la longueur et de la hauteur du tunnel donnent les mêmes tendances pour les modèles TREIM et Fluent 2D : diminution de l'émission avec accroissement de la longueur en raison de l'augmentation de la concentration moyenne et de la pression dans la chambre, et diminution de l'émission avec l'augmentation de la hauteur en raison de la diminution de la vitesse au sol qui génère une augmentation de la concentration. Les variations relevées entre les deux modèles pour les petites longueurs et hauteurs s'expliquent par la forme du tunnel : l'arrondi du tube et le cône d'entrée peuvent générer des écoulements plus rapides en surface et accroître le mélange. Cette modification affecte l'émission et n'est

pas prise en compte dans le modèle TREIM. La modélisation en 3D montre que les effets de bords ont une influence importante qui n'est pas prise en compte dans TREIM et le modèle en 2D. Ceci peut changer profondément les résultats, comme lors de la modification de la longueur du tunnel. **Une modélisation en 3D est donc nécessaire pour évaluer le biais engendré par le tunnel sur la mesure des émissions surfaciques.** Si TREIM est un bon modèle pour représenter les chambres à flux dynamiques, il l'est beaucoup moins pour les tunnels de vents dans lesquels les débits sont beaucoup plus élevés et où d'autres phénomènes entrent en compte (pression, vitesse d'écoulement au sol, zones mortes...).

En conclusion, le modèle présenté ici semble donner de bons résultats et présente une approche originale par rapport à ce qui est généralement fait pour évaluer l'influence d'un tunnel sur des émissions surfaciques. **En revanche, une deuxième phase de validation est nécessaire en laboratoire et sur site afin d'évaluer sa sensibilité en fonction d'autres paramètres** tels que les propriétés du sol ou l'importance de la diffusion par rapport à l'advection. La porosité du sol a par exemple un impact sur l'amplitude des effets de bords. **Le modèle a donc besoin d'un calibrage suivant ces paramètres pour pouvoir être correctement utilisé.**

Les mesures faites sur site avec le tunnel de Cranfield montrent la limite de cette méthode pour ce type d'étude. **Les faibles concentrations mesurées associées à l'incertitude élevée sur la mesure d'odeur ont fait qu'il n'est pas possible de déduire un résultat d'émission.** Cette méthode semble mieux adaptée pour des sources où l'odeur est beaucoup plus forte, comme les andins de compost. Une mesure de concentration plus précise que la mesure d'odeur, associée à une diminution du débit injecté dans le tunnel pour augmenter la concentration à mesurer en sortie, aurait sans doute permis d'obtenir un résultat intéressant. **Cette technique de mesure d'émission surfacique ne permet donc pas de déduire un profil journalier d'émission à intégrer dans le modèle de dispersion.**

4.2. EVALUATION DES EMISSIONS AU NIVEAU DU LIEU DE DEVERSEMENT DES DECHETS PAR MESURES DES CONCENTRATIONS DU COMPOSE « TRACEUR »

L'objectif de cette partie est d'obtenir un profil d'émission journalier de toluène, composé identifié comme « traceur » des émissions sur le site français dans le chapitre précédent. La méthode consiste à mesurer des concentrations régulièrement par prélèvements dynamiques à proximité du lieu de déversement des déchets et à les analyser par μ GC/MS (chromatographie en phase gazeuse associée à de la spectrométrie de masse). Toutes les mesures sont effectuées sur le site français par la société Tera Technologie. La présentation de cette étude est structurée en deux parties : la première concerne les mesures de concentration sur le site, et la seconde décrit la méthode utilisée pour déduire un profil d'émission à partir des mesures.

4.2.1. Mesures de concentration en toluène sur le site français

Comme il a été montré dans le premier chapitre, il existe un grand nombre de travaux concernant les mesures de concentrations sur des CSD dans la bibliographie. Il s'agit dans la majorité des cas de mesures ponctuelles en différentes sources (biogaz, déchets frais, atmosphère). Chiriac (2004) a effectué des mesures sur une alvéole en exploitation toutes les heures pendant 8 heures, ce qui a permis d'obtenir un profil de concentration sur l'alvéole pendant cette partie de la journée. L'objectif ici est de reproduire le même travail sur une durée de 24 heures afin d'obtenir un profil complet sur une journée. Ce profil sera ensuite utilisé dans la modélisation.

Les concentrations en toluène ont été mesurées sur le site à proximité du lieu de déversement des déchets pendant un jour d'activité (du vendredi 26 août 2005 matin au samedi 27 août 2005 en début d'après-midi). Les conditions météorologiques étaient estivales, anticycloniques et sans vent. L'analyse par μ GC/MS a été effectuée en utilisant une colonne CV1 (silicone) à une température de 110°C couplé à un spectromètre de masse. L'ensemble est relié à un système de pré-concentration avec thermo-désorption (effectuée à une température de 220°C). Le dispositif a fonctionné pendant une période de 24 heures sans arrêt. Des échantillons ont été prélevés toutes les 14 min pour analyse. Chaque prélèvement a duré 4 min avec un débit de 100 ml/min. Les résultats sont présentés dans la Figure 48. Ces données brutes sont ensuite traitées pour obtenir un profil d'émission sur 24 heures.

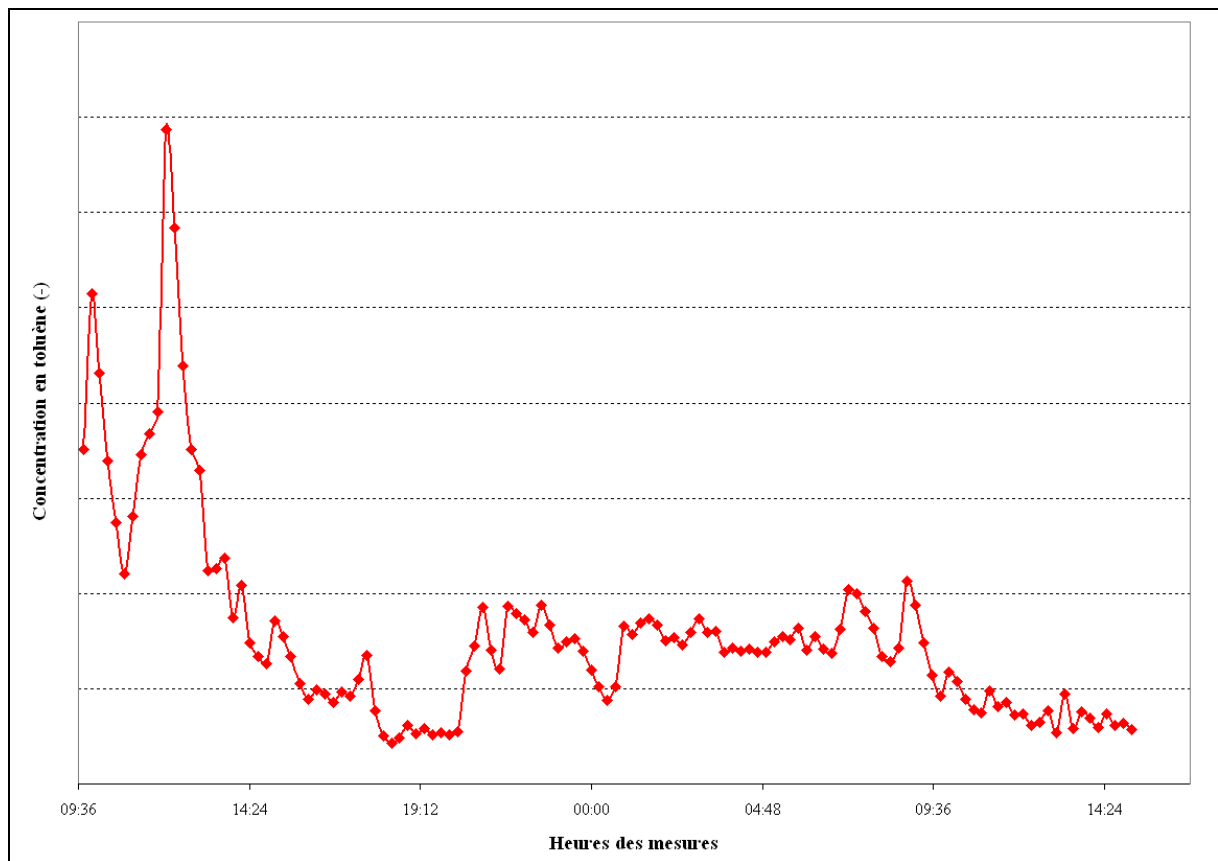


Figure 48. Profil de concentrations en toluène mesurées sur le site pendant une journée complète (l'échelle des concentrations n'est pas affichée pour des raisons de confidentialité des données)

4.2.2. Identification d'un profil d'émission à partir des mesures par prélèvement dynamique

L'obtention d'un profil d'émission à partir des données brutes de concentrations s'est faite en plusieurs étapes : déduction de l'émission à partir du profil de concentration, interpolation des données pour avoir une émission à toute heure et enfin lissage de la courbe d'émission.

- **Déduction de l'émission en fonction de la concentration et du vent sur le site**

L'émission est déduite du profil de concentration par correction avec les données de vent mesurées sur la station : soient C (g/m^3) la concentration en polluant de la maille et V (m/s) la vitesse moyenne du vent pendant le prélèvement, l'émission E ($\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$) est obtenue à partir de l'équation 13 (bilan de masse sur la maille de $100 \times 100 \times 20 \text{m}$ recouvrant la surface d'émission).

$$E = C \times V \quad (4-8)$$

Le profil d'émission est présenté dans la Figure 49. On remarque une légère différence par rapport au profil de concentration. Il est important de noter que la station qui mesure le vent se trouve à quelques centaines de mètres du site et ne représente pas exactement le vent passé au niveau du point de mesure, ce qui crée un biais dans les résultats.

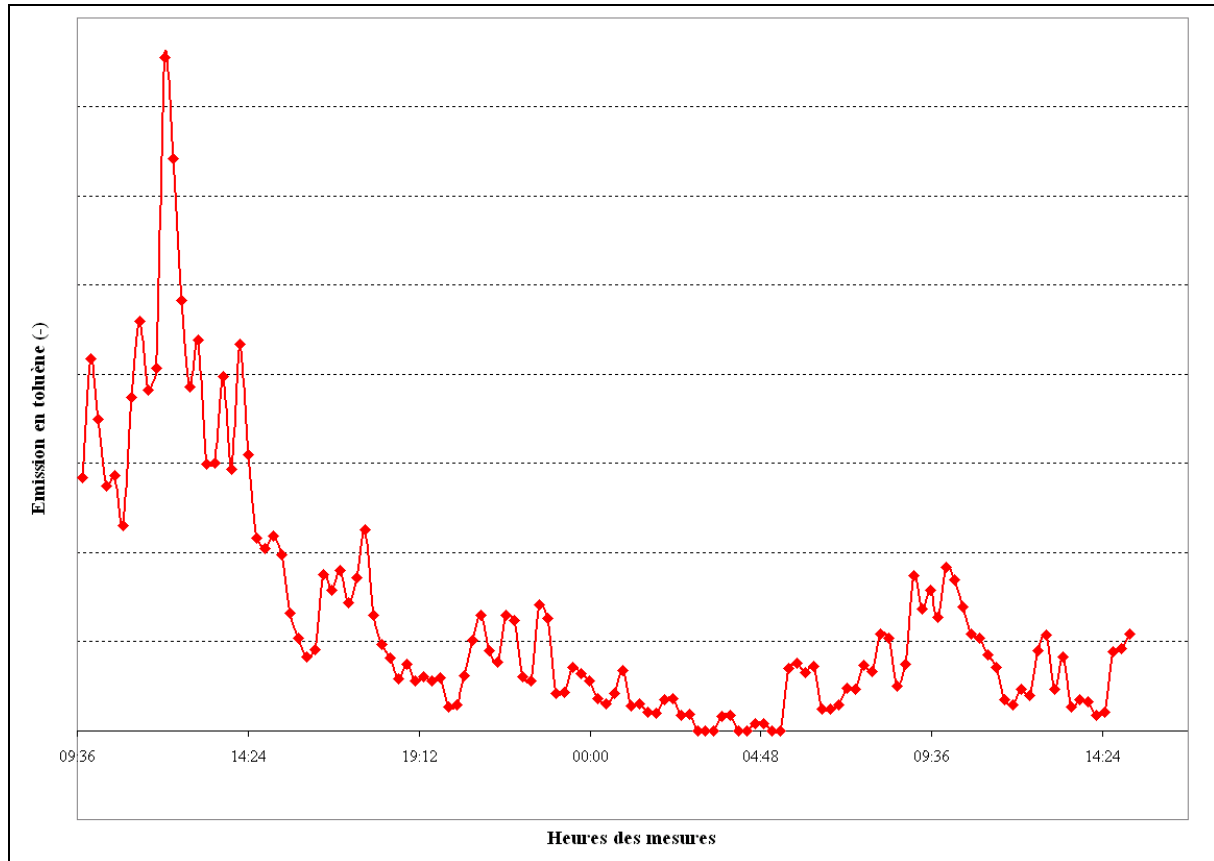


Figure 49. Profil d'émissions en toluène mesurées sur le site pendant une journée complète

- **Obtention des données toutes les 15 min par interpolation linéaire des données brutes d'émission**

L'obtention des données toutes les 15 min à heure fixe se fait par interpolation linéaire sur les intervalles de temps entre deux mesures. Les 24 heures choisies correspondent à la période de 9h45 le vendredi à 9h45 le samedi (l'activité diminue en fin de matinée le samedi). Cela permet d'avoir une journée complète d'activité.

- **Le lissage de la courbe représentant le profil d'émission**

Le lissage de la courbe se fait en moyennant chaque point de mesure avec ses deux voisins les plus proches. 3 lissages successifs ont été effectués. L'équation 7 permet de calculer le lissage en un point, où E_h^i est l'émission à l'heure h obtenue pour le lissage i (i variant entre 1 et 3).

$$E_h^i = \frac{E_{h-15\text{ min}}^{i-1} + E_h^{i-1} + E_{h+15\text{ min}}^{i-1}}{3} \quad (4-9)$$

Les étapes des différents lissages sont présentées dans la Figure 50.

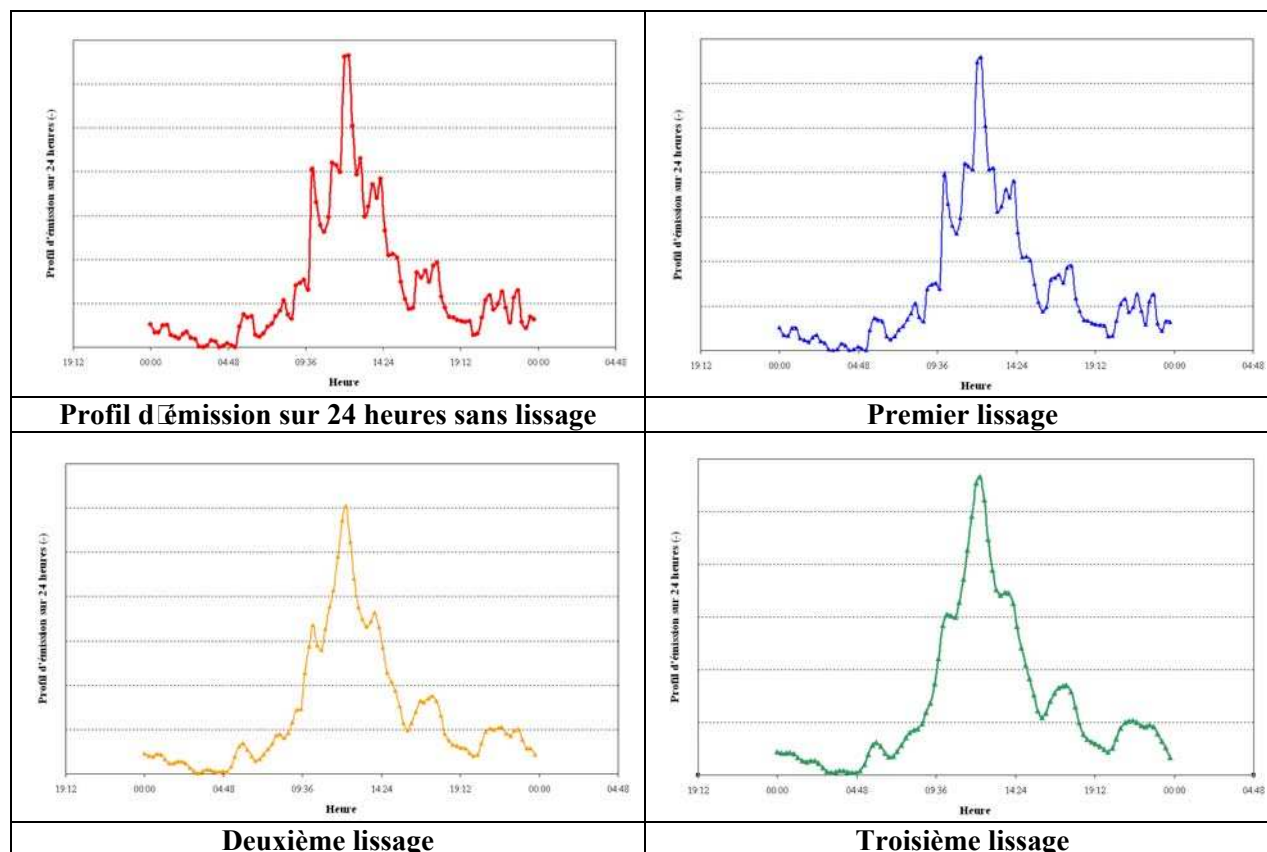


Figure 50. Présentation des différentes étapes de la phase de lissage de la courbe représentant le profil d'émission en toluène sur 24 heures.

- **La normalisation⁹ des données d'émission**

Cette dernière étape permet de normaliser les émissions afin d'avoir un profil chiffré pour pouvoir l'intégrer dans le code de modélisation. La normalisation se fait en divisant toutes les émissions par l'émission maximale obtenue.

La Figure 51 montre la comparaison entre le profil d'émission normé obtenu dans le cadre de ce travail et celui mesuré par Chiriac (2004). La période de pic est assez semblable sur les deux profils. Par contre, il y a un facteur 20 entre les valeurs de ces deux pics : les concentrations mesurées par Chiriac sont largement supérieures. Pourtant, les conditions météorologiques sont assez semblables et ne peuvent expliquer cet écart. L'emplacement des mesures par rapport à l'alvéole (l'altitude au dessus des déchets en particulier) ou une grande

⁹ Dans l'ensemble de ce travail, normalisation se fait en divisant chacune des valeurs mesurées ou calculées par la valeur maximale mesurée ou calculée.

différence dans la composition des déchets pourraient l'expliquer en partie. Ceci illustre l'incertitude très forte associée à ces résultats.

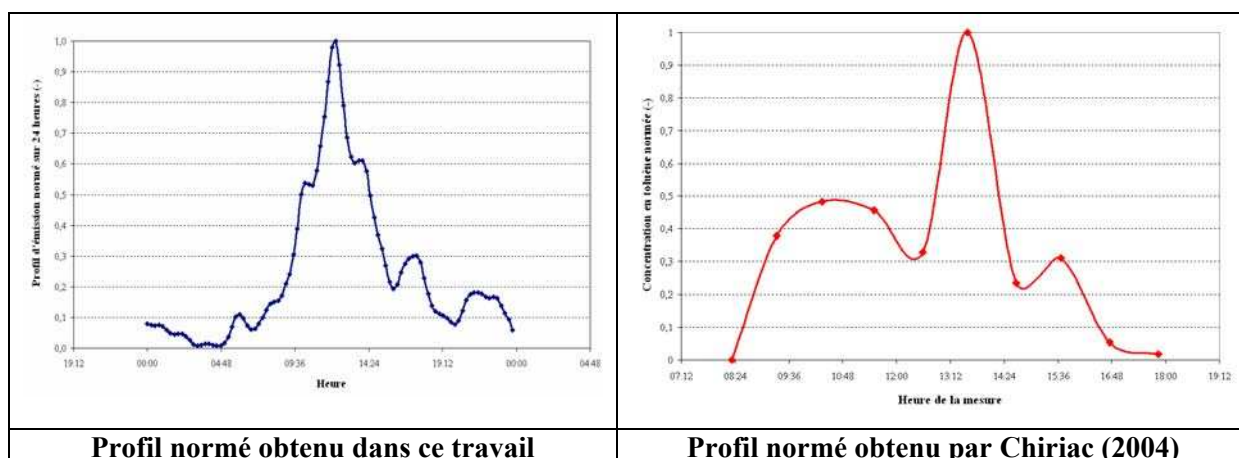


Figure 51. Comparaison des profils normés obtenus dans le cadre de ce travail et obtenus par Chiriac (2004)

4.2.3. Conclusion

Les mesures par prélèvement dynamique ont été utilisées pour évaluer le profil journalier de concentration du composé « traceur ». Une correction a été proposée pour tenir compte du vent, ce qui a permis d'obtenir un profil journalier d'émission en toluène. **Ce profil sera utilisé pour étudier la dispersion de la pollution autour du site.** Il faut noter que les incertitudes sont très fortes sur la mesure d'émission utilisant cette méthode. En effet, la mesure du vent est délocalisée par rapport au lieu de prélèvements et le relief important engendre des biais. De plus, un seul point de mesure est relevé alors qu'il en faudrait plusieurs pour obtenir plus d'informations sur le profil vertical de concentration. Cette méthode paraît cependant la mieux adaptée actuellement pour obtenir un profil d'émission qui pourra être intégré dans le modèle de dispersion. L'ensemble de la démarche est résumée dans le Tableau 28.

Tableau 28. Résumé des principaux résultats du chapitre 4.

Objectif		Site étudié et données utilisées	Méthode	Résultats et interprétation	Conclusion
Mesurer des émissions surfaciques au moyen d'un tunnel de vent. (§ 4.1)	Créer un modèle sous Fluent permettant d'évaluer et de corriger les biais dans les mesures liées à l'utilisation d'un tunnel. Valider le modèle.	<u>Laboratoire de Cranfield</u>	Mesure de 6 profils de vents dans un tunnel et comparaison avec les résultats du modèle.	Bonne représentation des profils à l'exception d'un (effet de turbulence non représentée dans le modèle)	Le modèle est validé suivant les différents points retenus ici. Une validation dans des conditions réelles sur un sol avec émission est nécessaire avant d'utiliser ce modèle.
			Evaluation de l'homogénéité de l'émission à la surface du sol et comparaison avec les résultats du modèle.	Bonne représentation des inhomogénéités de l'émission (présence de zones mortes au niveau des bords)	
			Comparaison des résultats du modèle sous Fluent avec les résultats du modèle TREIM.	Résultats cohérents : légère déviation des courbes obtenues sous Fluent en raison de la prise en compte des variations de pression.	
	Evaluer l'influence d'un tunnel sur les mesures d'émission		Test de différentes formes de tunnels à différents débits et évaluation de leur influence sur les mesures d'émission.	Variation de l'émission pouvant atteindre 50% par rapport à une émission réelle : forte influence du débit de renouvellement d'air sur le tunnel et de la géométrie et du dimensionnement du tunnel.	L'outil est intéressant pour évaluer différents types de tunnels, en proposer une utilisation optimale et corriger les biais associés (possibilité de comparer plusieurs travaux n'utilisant pas le même matériel).
	Effectuer des mesures sur site	<u>Site anglais</u> : mesures d'émissions surfaciques d'odeur. <u>Laboratoire de Silsoe</u> : analyse des prélèvements d'odeur.	Prélèvements au moyen du tunnel utilisé à Silsoe. Analyse des échantillons par mesure d'odeur en laboratoire (jury de nez composé de 6 personnes)	Résultats non significatifs en raison de la trop faible concentration mesurée et de la trop grande incertitude associée à la mesure des odeurs.	Ces résultats ne sont pas exploitables pour la caractérisation d'un profil d'émissions (émissions trop faibles).
Mesurer des émissions à proximité du lieu de déversement des camions. (§ 4.2)		<u>Site français</u> - Données météorologiques pendant les 24 heures de mesure	Mesure de la concentration en toluène toutes les 15 min pendant 24 heures par analyse GC/MS. Caractérisation d'un profil d'émission par correction des mesures de concentration avec les données de vent.	Profil d'émission montrant un pic en milieu de journée associé au déversement des camions. Résultats cohérent avec le profil obtenu par Chiriack (2004)	Ce profil journalier d'émission en toluène sera utilisé pour la modélisation de la dispersion dans le chapitre 5.

Chapitre 5.

Modélisation de la dispersion

Après l'identification des conditions météorologiques favorables aux épisodes de pollution dans le chapitre 3 et la mesure d'un profil d'émission dans le chapitre 4, ce dernier chapitre vise à modéliser la dispersion des polluants autour du site français afin d'évaluer l'exposition des populations. Le modèle choisi est le modèle météorologique ARPS (Advanced Regional Prediction System) (Xue, 2000), auquel a été couplé un modèle de dispersion eulérien. Une évaluation en parallèle avec un modèle gaussien (ADMS) est effectuée pour justifier de l'intérêt d'utiliser un tel modèle. Enfin, une quantification du degré d'exposition de la population est proposée par superposition des données de densité de la population avec les données de concentration en polluant.

5.1. PRESENTATION DE DIFFERENTS TYPES DE MODELES EXISTANTS ET CHOIX DU MODELE ARPS

Le but de cette première partie est de résumer les travaux effectués par Riesenmey (2004) qui ont abouti au choix de ARPS comme modèle météorologique pour cette étude. Le principal avantage de ce modèle est de pouvoir traiter des échelles très fines pour simuler les phénomènes météorologiques tels que les vents de pente et les inversions thermiques, calculés à partir du relief et de la radiation solaire. Un rappel des principaux modèles existants est également proposé. Les phénomènes physiques représentés par ces modèles sont décrits dans l'annexe 5 avec les équations associées.

5.1.1. Eléments sur les principaux modèles existants

Un modèle de pollution atmosphérique est constitué généralement d'un modèle météorologique couplé à un modèle de dispersion. Le modèle météorologique calcule les champs de vent, de température et de pression sur le domaine à partir de la résolution

numérique des équations de la dynamique de l'atmosphère (annexe 5). Le modèle de dispersion simule la dispersion des polluants dans les champs météorologiques calculés précédemment. Depuis le début des années 90, un développement très important des modèles de pollution de l'air est observé : la littérature scientifique fait référence à plus d'une centaine de modèles différents.

5.1.1.1. Les modèles météorologiques

Les modèles météorologiques visent à aider à la compréhension des phénomènes météorologiques locaux, régionaux ou globaux et à fournir les données météorologiques d'entrée exigées par les modèles de dispersion. Ces modèles peuvent être divisés en deux catégories principales décrites ci-dessous.

- **Modèles diagnostiques**

Les modèles diagnostiques sont principalement basés sur l'interpolation des mesures. Ces mesures permettent d'obtenir les composantes horizontales du vent. L'équation de conservation de la masse est ensuite utilisée pour calculer la composante verticale. Les modèles les plus évolués peuvent tenir compte des effets de relief et de brise de mer. Naturellement, la précision de ces modèles dépend principalement de la quantité de mesures disponibles et de la complexité du vent que l'on veut reproduire. Un exemple de ce type de modèle est DIAMOD, développé à l'Institute for Meteorology and Geophysics (IMG) de Vienne (Autriche).

- **Modèles pronostiques**

Les modèles pronostiques résolvent, après discrétisation, toutes les équations nécessaires à la description physique de l'atmosphère : conservation de la masse, de la quantité de mouvement, de l'énergie. Souvent ces modèles permettent de tenir compte des phénomènes de turbulence (énergie, dissipation) et de l'eau contenue sous différentes formes (vapeur, gouttelettes, gouttes, glace, neige) dans l'atmosphère. Ces modèles peuvent utiliser certaines hypothèses simplificatrices afin de faciliter la résolution des équations. Ainsi, on distingue principalement quatre catégories de modèles :

- modèles hydrostatiques (BOLAM : Lagouvardos, 2003): la pression est considérée comme hydrostatique. L'hypothèse hydrostatique n'est valable que lorsque les mouvements verticaux de l'air à fine échelle peuvent être négligés (simulations à

grande échelle sur des domaines de quelques centaines ou milliers de km de diamètre et topographies relativement planes).

- modèles incompressibles (KAMM : Vogel, 1995) : la densité est considérée comme constante. Cette hypothèse est vérifiée uniquement pour les petites échelles (domaine de quelques km de diamètre).
- modèles anélastiques (MEMO : Flassak, 1987) : ces modèles tiennent compte des variations spatiales de la densité, mais négligent l'évolution temporelle. Ils peuvent simuler de petites échelles comme de plus grandes. Néanmoins, la non-prise en compte des variations temporelles de la densité limite leur capacité à simuler des événements violents ou complexes.
- modèles compressibles (ARPS : Xue, 2000) : ceux-ci prennent en compte tous les termes. Ils seront donc spécialement adaptés à la modélisation d'événements violents complexes.

Les modèles pronostiques compressibles non-hydrostatiques, couplés à des modèles de dispersion décrits par la suite, sont les modèles généralement utilisés dans les études de dispersion de polluants dans l'atmosphère.

5.1.1.2. Les modèles de dispersion

Ces modèles de dispersion traitent des effets dynamiques et des processus chimiques impliquant les différents polluants atmosphériques. Les modèles peuvent être distingués selon plusieurs critères :

- l'échelle spatiale : globale, continentale, régionale, locale,
- l'échelle temporelle : modèles épisodiques, modèles à long terme (statistiques),
- le traitement des équations de transport : modèles eulériens, lagrangiens,
- le traitement de divers processus : chimie, dépôt sec ou humide,
- la complexité de l'approche.

Selon Zannetti (1990), on peut distinguer plusieurs catégories de modèles. Ces dernières sont décrites dans le Tableau 29. Certains modèles incluent des modules pour le calcul de la transformation chimique des polluants dans l'atmosphère. D'autres prennent en compte les phénomènes olfactifs en calculant la dispersion d'un mélange odorant, ce dernier étant exprimé en Unité d'Odeur Standard (UOS).

Le modèle le plus utilisé pour l'étude de la dispersion des odeurs est le modèle gaussien : les polluants sont issus d'une source ponctuelle avec une émission stable dans des conditions météorologiques stationnaires. Ce type de modèle a l'avantage d'être simple d'utilisation avec des temps de calcul courts, mais il n'intègre pas la variation spatiale et temporelle des paramètres météorologiques (régime permanent).

Les modèles eulériens sont plus adaptés aux sites avec relief puisqu'ils tiennent compte de l'écoulement des masses d'air et des conditions météorologiques spécifiques au site (inversions thermiques, vents locaux, brises de pentes...). Ils fonctionnent en régime transitoire, mais sont consommateurs en temps de calcul. Ces modèles sont généralement conçus pour de grandes échelles, avec des pas de temps d'une heure et des mailles d'une surface au sol de 1 km² minimum. Seuls quelques modèles adaptés à des tailles de maille et des pas de temps plus fins : mailles inférieures à 100 m de côté et pas de temps de 1 seconde pour les modèles ARPS (Xue, 2003) ou MARS (Flassak, 1991).

Compte tenu du fait que la dispersion est dépendante du vent et de la stabilité de l'atmosphère, il s'avère nécessaire d'utiliser un modèle météorologique pour simuler ces phénomènes. Sur un terrain en relief comme celui étudié ici, les modèles météorologiques compressibles non-hydrostatiques semblent les plus adaptés. L'échelle spatio-temporelle doit être très fine, puisque les nuisances ont une durée d'une heure en moyenne et sont ressenties dans un rayon de l'ordre du kilomètre autour du site. Les phénomènes micro-météorologiques pouvant être influencés par des phénomènes à plus grande échelle, il paraît nécessaire d'utiliser un modèle capable de prendre en compte l'ensemble des phénomènes.

Tableau 29. Catégories de modèles de dispersion d'après Zannetti (1990)

Modèle	Caractéristiques
modèle de panache	<ul style="list-style-type: none"> - Calcul du déplacement vertical et du devenir du panache dans la phase initiale de dispersion. - Formulations semi-empiriques ou plus élaborées.
modèle gaussien	<ul style="list-style-type: none"> - Modèle le plus commun en pollution atmosphérique. - Modèle basé sur l'hypothèse selon laquelle la concentration dans le panache suit des lois de distribution gaussienne indépendantes dans chacune des directions de l'espace. - Possibilité de prendre en compte des sources surfaciques ou volumiques, ainsi que la modélisation dans le sillage d'un immeuble.
modèle lagrangien	<ul style="list-style-type: none"> - Calcul des trajectoires des particules de fluide (volumes élémentaires de fluide) dans un écoulement turbulent. - Décomposition des panaches en éléments tels que des segments ou des particules. - Utilisation d'un certain nombre de particules factices pour simuler la dynamique d'un paramètre physique choisi.
modèle eulérien	<ul style="list-style-type: none"> - Division du domaine de calcul en volumes élémentaires. - Résolution numérique des équations dans chacun des volumes à partir des valeurs contenues dans les volumes voisins.
modèle stochastique	<ul style="list-style-type: none"> - Modèle basé sur des techniques statistiques ou semi-empiriques qui analysent les tendances, les périodicités et les corrélations entre la qualité d'air et les mesures atmosphériques. - Prévision de l'évolution des épisodes de pollution. - Utilisation de plusieurs techniques : analyse de distribution de fréquence, analyse de séries chronologiques, modèle de Box-Jenkins, analyse spectrale... - Modèle limité car ne permettant aucun établissement de rapport de cause à effet. - Modèle utilisé dans les situations telles que des prévisions à court terme.
modèle semi-empirique	<ul style="list-style-type: none"> - Existence de plusieurs types de modèles développés principalement pour des applications pratiques. - Différences conceptuelles considérables entre les modèles. - Modèle caractérisé par de nombreuses simplifications et un degré élevé de paramétrisations empiriques.
modèle d'immission	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de concentrations observées en un point pour chercher à établir la contribution des différentes sources. - Approche basée sur la connaissance de la composition chimique des produits d'émissions des différentes sources et des produits d'immission. - Modèles basés sur les équations de conservation de la masse et intrinsèquement statistiques dans le sens où ils n'incluent pas de rapport déterministe entre les émissions et les concentrations. - Développement de modèles couplés dispersion-immission qui paraissent très prometteuses.

5.1.2. Justification du choix de ARPS et description du code

Le logiciel ARPS (Advanced Regional Prediction System) a été choisi dans l'étude de modélisation en raison de la possibilité de prendre en compte des échelles spatio-temporelles très fines et à priori de modéliser les phénomènes physiques recensés précédemment. Le développement de ce logiciel a commencé en 1989 au sein d'un centre de recherche de l'Université d'Oklahoma (USA). Le projet initial avait pour but de créer un outil numérique permettant de prévoir des événements météorologiques violents et dangereux tels les orages ou les tornades aux Etats-Unis. Il s'agissait de créer avant 2000 un modèle pouvant être employé efficacement en recherche atmosphérique et en prévisions météorologiques pour des

phénomènes physiques s'étendant de la micro-échelle à l'échelle régionale. Les tests et les comparaisons avec d'autres modèles météorologiques effectués depuis plusieurs années ont permis de valider la modélisation de ces phénomènes. La version actuelle du code (version 5.2) est en cours de développement. La version utilisée dans ce travail est la version 4.2. L'équipe de recherche du LEGI de l'université Joseph Fourier de Grenoble a fourni les programmes permettant d'entrer les données de terrain dans le logiciel et de transformer le format des fichiers de sortie (ASCII binaire) pour les rendre visualisables avec le logiciel Vis5D ou en format ASCII intégrables dans le logiciel ArcGIS. Les caractéristiques du logiciel sont décrites dans le Tableau 30.

Tableau 30. Description des caractéristiques du code ARPS

Caractéristique	Description du code ARPS (Xue, 2000)
Type de modèle	Modèle météorologique compressible tridimensionnel et non hydrostatique (possibilités de configuration en 1 dimension ou 2 dimensions).
Conception du code	Code écrit en fortran (77 ou 90 selon la version) et conçu pour fonctionner sur une grande variété de plates-formes de calcul (PC monoprocesseur, architectures parallèles ou vectorielles...).
Structure du logiciel	Le logiciel contient le code numérique ARPS qui permet de résoudre après discrétisation les équations de l'atmosphère et de calculer en chaque maille du domaine les données météorologiques. Il contient également plusieurs autres programmes permettant d'entrer différents formats de données dans le code ou bien de visualiser les résultats après simulation. Ces programmes, bien que contenus dans le logiciel avec le code ARPS, sont indépendants du code principal.
Discrétisation du domaine	Discrétisation horizontale en mailles carrées de même taille sur l'ensemble du domaine (taille non limitée) et discrétisation verticale variable suivant les instructions de l'utilisateur : les mailles peuvent s'adapter et suivre les variations du relief jusqu'à une certaine altitude définie par l'utilisateur
Conditions initiales	Initialisation à partir d'un sondage (définition d'un profil vertical qui sera identique sur l'ensemble du domaine) ou à partir de résultats d'une autre simulation.
Conditions limites sol et toit	Au sol : utilisation de données topographiques, de rugosité, du type de sol et de végétation. En altitude : plusieurs options dont une couche d'amortissement de Rayleigh.
Conditions limites latérales	Possibilité de contraindre le modèle avec des données de vent extraites d'une modélisation à plus grande échelle.
Données de sortie	Composantes cartésiennes du vent, température potentielle, pression, humidité et énergie cinétique turbulente.
Prise en compte de la radiation	Calcul automatique de la radiation à partir des coordonnées spatiales du centre du domaine (latitude-longitude, coordonnées Lambert...). Utilisation d'un modèle diffusif de sol à deux couches.

5.1.3. Première validation de ARPS : évaluation de la modélisation des conditions météorologiques sur le site français

Une première simulation des conditions météorologiques sur le site français a été effectuée dans le cadre du Master (Riesenmey, 2004). Le domaine modélisé couvrait une surface de 5 km par 5 km centré sur le site, avec une discrétisation horizontale de 40 lignes par 40

colonnes et des mailles carrées de 125 m de côté. Les simulations ont été initialisées à partir d'un radiosondage. L'humidité n'a pas été prise en compte. La simulation représente 48 heures de temps anticyclonique estival sans vent, seules les 24 dernières heures sont analysées. Les résultats du modèle concernant les champs de vent et de température sont analysés et comparés aux mesures de la station météorologique sur le site pour les journées anticycloniques de juillet 2002, et sont résumés ci-dessous.

5.1.3.1. Analyse des champs de vent

Les résultats du modèle montrent la formation d'un régime de vents de vallée : des vents descendants se créent le long des pentes pendant la nuit et s'inversent en journée avec le réchauffement du sol lié à l'ensoleillement. La Figure 52 illustre la configuration de ces vents nocturnes, qui ont une vitesse très faible (de l'ordre de 0,1 m/s). Les vents de pente ascendants se forment en premier lieu sur les versants sud du domaine. Ceci laisse penser que le modèle prend bien en compte le relief et les effets de pentes dans la modélisation.

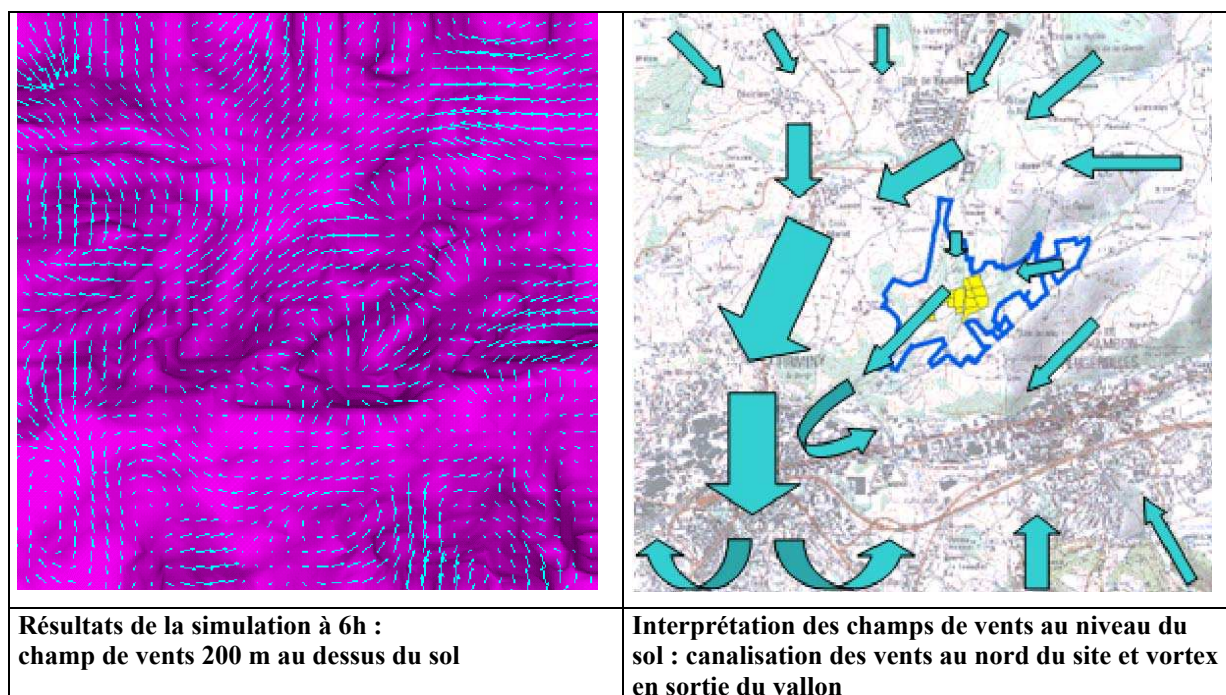


Figure 52. Champ de vents nocturnes pour un gradient de température potentielle de $3,6^{\circ}\text{K/km}$

5.1.3.2. Analyse des inversions thermiques

Le modèle permet de visualiser les inversions thermiques nocturnes et diurnes qui se forment en différents endroits autour du site. La Figure 53 montre une inversion thermique à 6h au niveau de la ville 3 et au niveau de la station météorologique. Dans la journée, une autre inversion se forme au dessus de la ville 3, à environ 400 m du sol. Ce phénomène est donc bien modélisé par ARPS.

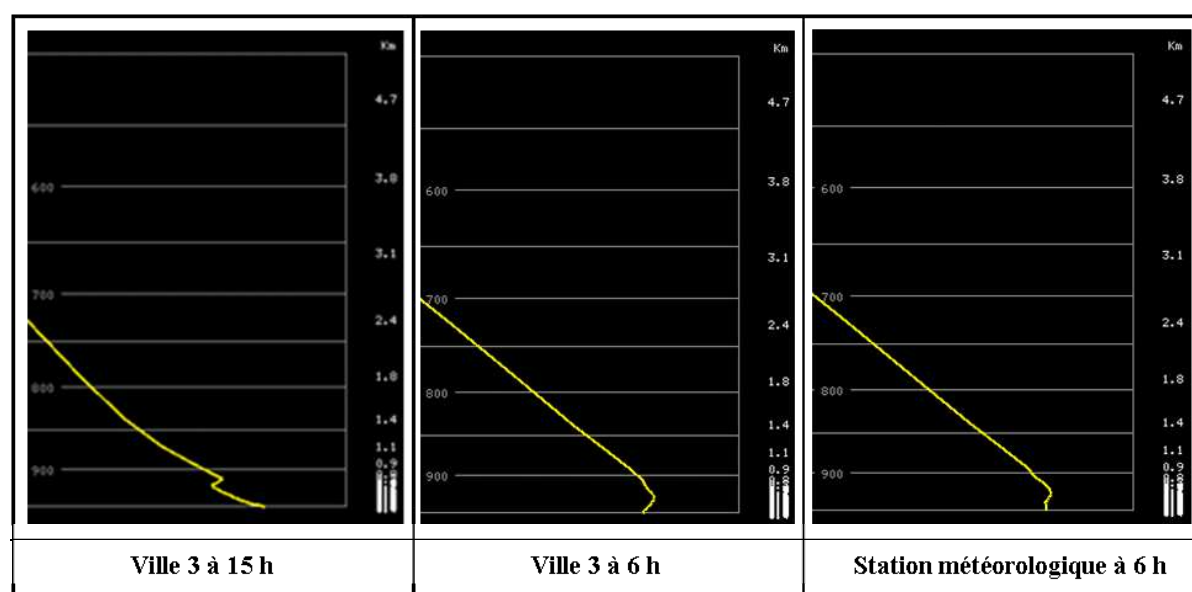


Figure 53. Inversions thermiques diurnes et nocturnes au dessus de la ville 3 et du site (heures locales)

5.1.3.3. Comparaison des résultats avec les données réelles

La comparaison entre les mesures et les résultats du modèle se fait au niveau de la station météorologique. Les mesures de la station correspondent à des journées chaudes et ensoleillées du mois de juillet. La comparaison des roses des vents donne d'assez bons résultats (Figure 54). L'orientation est-ouest se retrouve à la fois dans les mesures et les simulations avec des vitesses de vent pouvant atteindre 4 m/s dans les deux cas. L'orientation correspond à l'alternance des changements de direction des vents ascendants et descendants : leur proportion semble respectée. Le décalage nord-sud entre les deux résultats peut être dû à un léger vent du nord. Ce vent, qui est un vent synoptique (vent d'altitude), n'est pas représenté dans la modélisation.

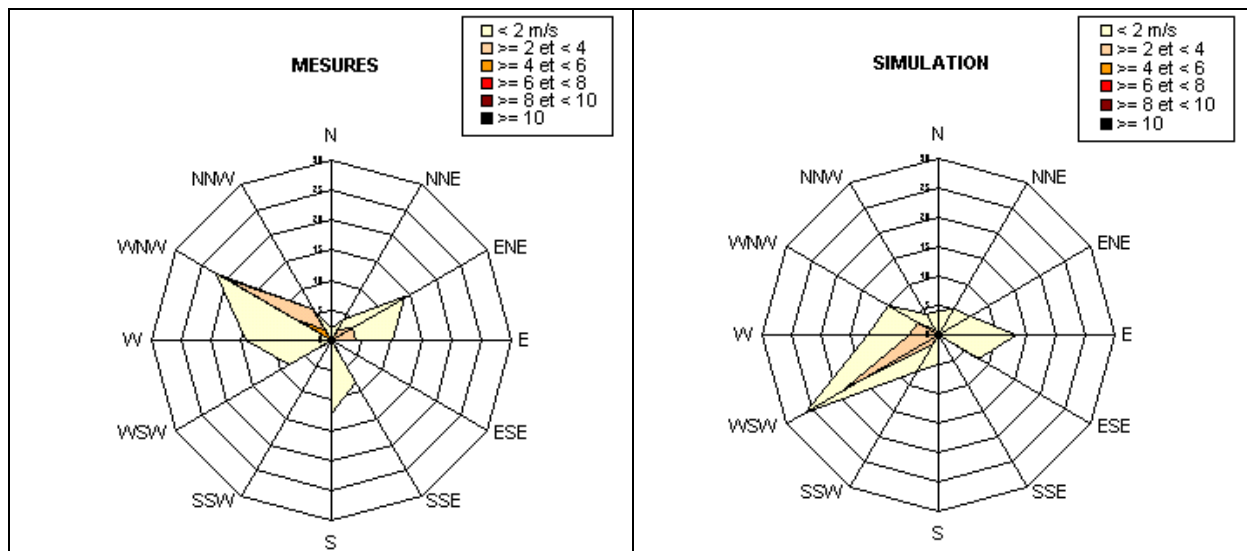


Figure 54. Roses des vents représentant les données mesurées et les résultats simulés

Les courbes de température des mesures et de la simulation montrent une bonne superposition dans le temps (Figure 55). Le modèle semble bien prendre en compte la radiation solaire, mais la température se stabilise dès que cette dernière disparaît. Les variations de température sont également plus faibles sur le modèle (écrasement de la courbe). Ces deux phénomènes peuvent être liés à deux causes : d'une part à la non prise en compte volontaire de l'humidité dans le modèle, et d'autre part au fait que les résultats donnés par le modèle correspondent à une altitude de 10 m au dessus du sol, alors que les mesures de la station météorologique sont relevées au niveau du sol.

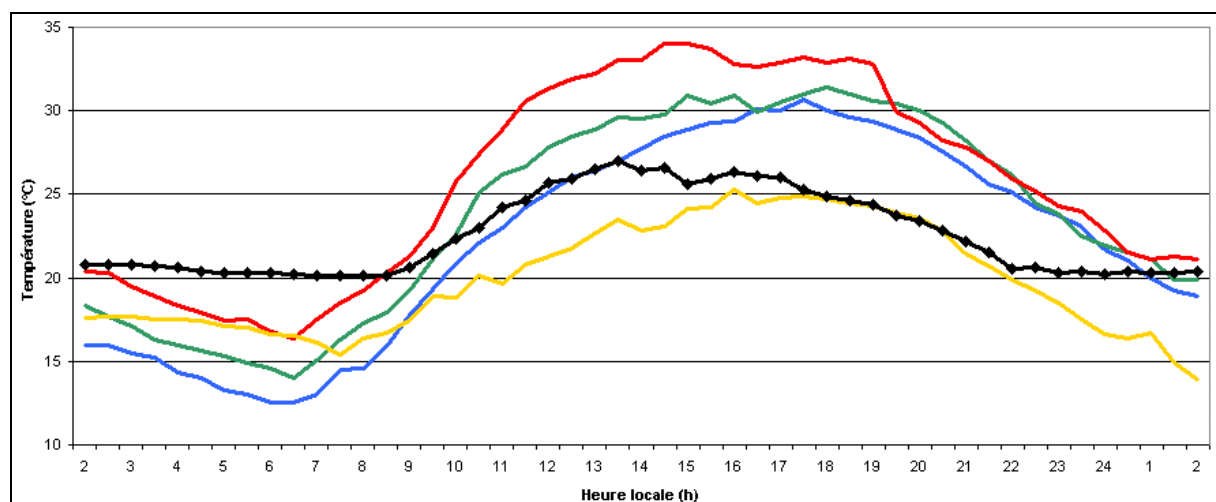


Figure 55. Comparaison entre les courbes de températures mesurées et calculées (les courbes lisses représentent les températures mesurées et la courbe avec points les températures simulées)

Ces résultats permettent de conclure sur la pertinence et l'efficacité du code ARPS à l'échelle du site, et de retenir cet outil pour simuler la dispersion des polluants dans la suite de l'étude.

Des simulations complémentaires ont été effectuées sur le même site à partir de modèles emboîtés en parallèle à ce travail de thèse par Charles Chemel (Laboratoire des Ecoulements Géophysiques et Industriels, UJF – Grenoble) (Chemel, 2005). Les résultats, qui ont permis de confirmer la validation de la météorologie issue du modèle et l'obtention d'un panache de concentration sur quelques heures, sont présentés en annexe 6.

5.2. MODELISATION DU TYPE DE TEMPS ANTICYCLONIQUE ESTIVAL AVEC ARPS

Il s'agit ici d'effectuer la modélisation de la journée représentative du type de temps anticyclonique estival identifié dans le chapitre 3 (17 août 2002 : barycentre de la classe) à partir des données météorologiques sur le site. Cette section présente la préparation des données nécessaires au modèle et les résultats obtenus pour la journée simulée.

5.2.1. Préparation des données d'entrée du modèle

Une description du terrain à fine échelle est nécessaire pour avoir une bonne représentation du relief et de la radiation solaire. Ces données sont obtenues sur l'ensemble du domaine au moyen d'un système d'information géographique (SIG).

5.2.1.1. Description du domaine

Le domaine modélisé pour ce travail couvre une surface de 10 km par 10 km (Figure 56) : les limites ont été choisies de manière à centrer le domaine sur le site et à prendre en compte le massif montagneux au sud. La résolution horizontale est de 100 m : une bonne résolution est nécessaire pour représenter à la fois le terrain complexe autour du site et la présence d'habitations à quelques centaines de mètres du site. Cette résolution de 100m correspond à la limite inférieure préconisée pour ARPS en deçà de laquelle le modèle ne peut simuler les phénomènes météorologiques correctement.

Verticalement, le domaine s'étend du niveau du sol jusqu'à 10 000 m d'altitude : limite de la troposphère dans laquelle se produisent les phénomènes de convection thermique. Il est discrétisé en 35 niveaux avec des mailles régulières de 20 m d'épaisseur sur les 220 premiers

mètres, puis une croissance exponentielle de l'épaisseur pour les mailles situées entre 220 et 9 000 m. La résolution est forte pour des mailles les plus proches du sol puisque c'est la zone la plus affectée par les phénomènes locaux liés au relief et à la radiation solaire (vents de pente, inversions thermiques). La Figure 56 illustre la manière dont ARPS discrétise l'espace verticalement dans une zone en relief.

Deux types de données sont nécessaires pour représenter le domaine : les données de terrain pour décrire la topographie et le sol, et les données météorologiques pour représenter l'état initial de l'atmosphère et les conditions limites. Chaque simulation représente 48 heures discrétisées en pas de temps de 1 seconde : les 24 premières heures permettent de stabiliser le modèle, et les 24 suivantes sont utilisées pour analyser les résultats. Le modèle est initialisé à partir des mesures du radiosondage à 0h du 17 août 2002. Les conditions de vent sont nulles. Aucun forçage n'est imposé sur les limites latérales du domaine. Les fichiers d'entrée du modèle avec l'ensemble des paramètres sont présentés dans l'annexe 7. Les propriétés de terrain nécessaires dans ARPS sont l'altitude, les types de sol et de végétation et la rugosité du sol. Les méthodes d'obtention de ces données sont décrites ci-dessous.

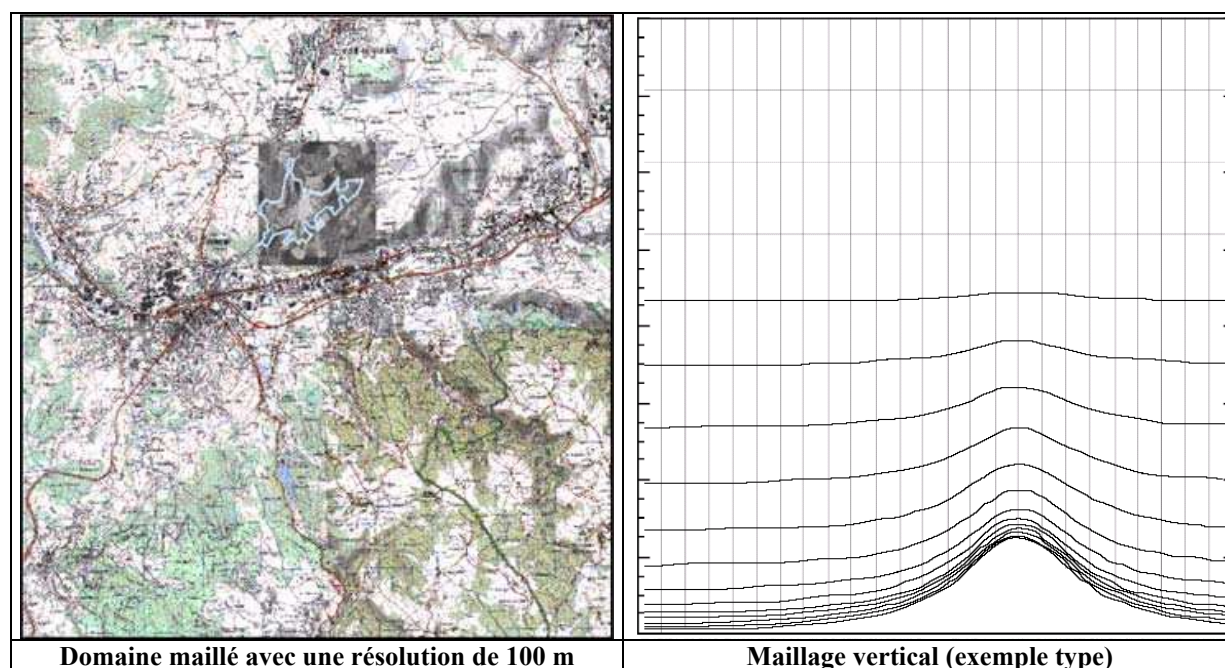


Figure 56. Domaine représenté lors de la simulation et exemple de maillage vertical dans ARPS

5.2.1.2. Description du relief

Le relief est obtenu à partir de la carte IGN à l'échelle 1:125 000 et d'un traitement spatial effectué à l'aide du logiciel ArcGIS. La Figure 57 montre les six étapes nécessaires pour déterminer l'altitude en chacune des mailles :

- géoréférencement de la carte IGN scannée dans le système de projection Lambert II.
- digitalisation des courbes de niveau et assignation d'une altitude pour chaque courbe,
- interpolation linéaire des courbes de niveau en une structure TIN (Triangular Irregular Network),
- transformation du TIN en une couverture en mode raster avec une résolution de 10 m,
- création d'une couverture raster avec une résolution de 100 m à partir de celle de 10 m (à chaque maille de 100 m est assignée la valeur de la cellule de 10 m centrale),
- exportation de la table en format texte contenant les coordonnées géographiques et l'altitude de chacune des mailles de 100 m.

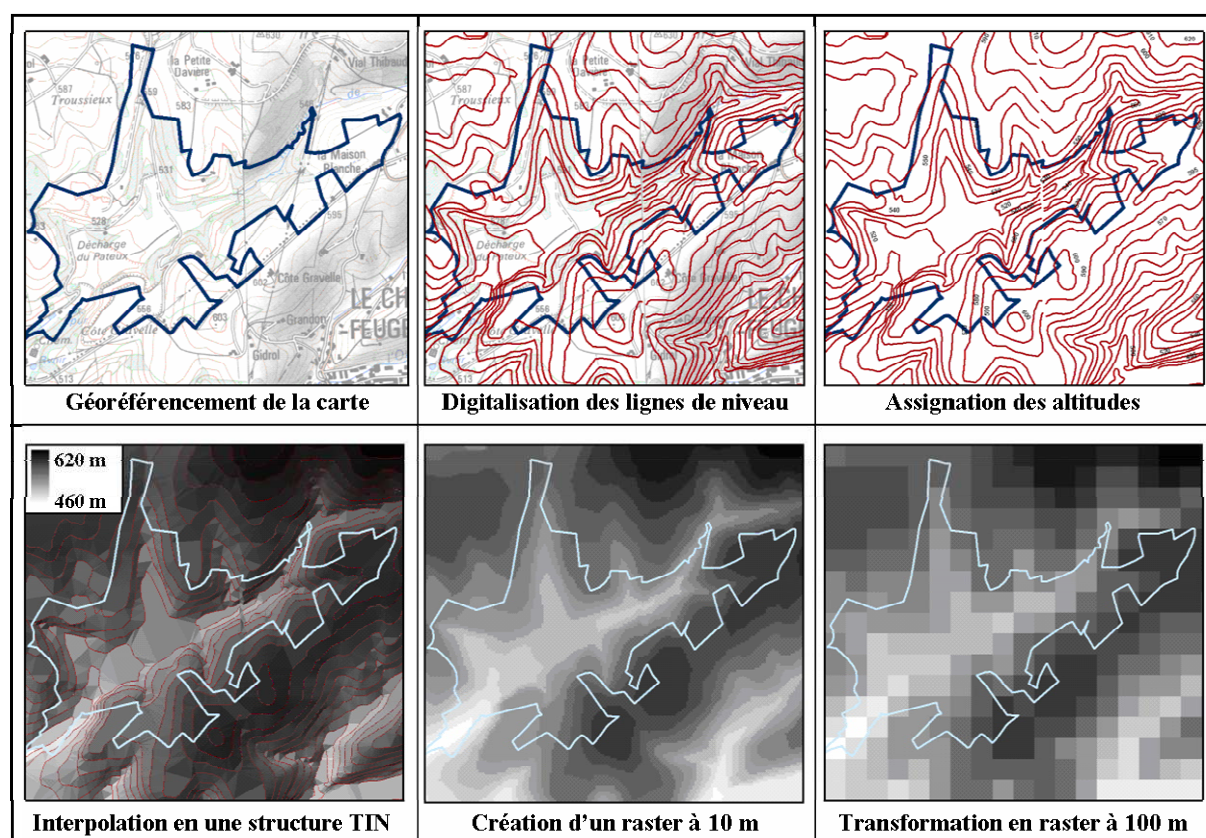


Figure 57. Etapes nécessaires pour affecter les altitudes dans chaque maille du domaine

Afin d'obtenir une couverture raster qui soit représentative des zones de relief, il est nécessaire de conserver l'étape intermédiaire consistant à créer une couverture en mode raster

avec une résolution de 10 m et à la transformer dans une couverture raster avec une résolution de 100 m. Sans cette étape, la valeur obtenue dans la maille du raster de 100 m correspond à l'altitude moyenne sur cette maille. La topographie générale est alors nivelée et les zones de relief sont beaucoup moins bien représentées. La Figure 58 montre les reliefs obtenus avec et sans l'étape de création de la couverture raster à 10 m.

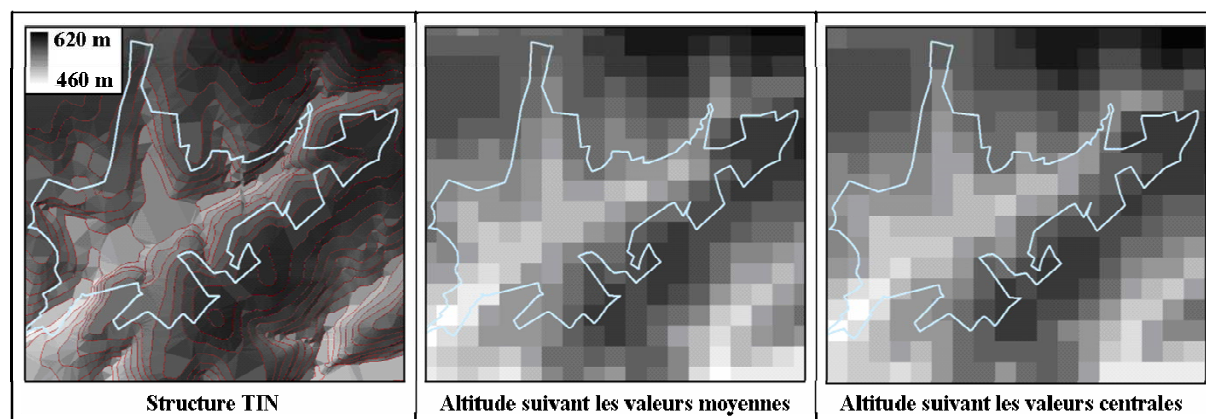


Figure 58. Différence entre l'utilisation des données moyennées (sans création de la couverture à 10 m) et des données centrales (avec création) d'altitude pour représenter le relief du site

5.2.1.3. Description des propriétés du terrain

Les propriétés de sol et de surface ont été obtenues à partir de la carte IGN à l'échelle 1:125 000 et des photographies aériennes du site. Comme pour le relief, le logiciel ArcGIS a été utilisé pour produire les données. Tout d'abord, 8 catégories d'occupation du sol ont été définies pour représenter le domaine modélisé. Les types de sol et de végétation ainsi qu'une rugosité du sol ont été affectés à chacune des catégories, et sont présentées dans le Tableau 31. Ils correspondent aux classes préconisées dans ARPS suivant la classification de Wilson (1985) pour le type de sol et celle de Olson (Olson World Ecosystem Classes) (Olson, 1985) pour le type de végétation et la rugosité.

Tableau 31. Catégories d'occupation du sol utilisées dans ARPS

Type d'occupation du sol	Type de végétation	Type de sol	Rugosité de la surface (m)
1- Route	Désert	Sable	0,002
2- Habitation	Urbain	Sable	0,01
3- Terre	Désert	Terreau	0,002
4- Herbe	Herbe	Terreau	0,01
5- Arbustes	Herbe avec arbustes	Terreau	0,1
6- Forêt	Forêt de feuillus	Terreau	0,75
7- Déchet	Désert	Terreau argileux	0,002
8- Eau	Eau	Eau	0,001

Les étapes nécessaires pour intégrer les données de terrain dans ARPS sont décrites ci-dessous et illustrées par la Figure 59 :

- géoréférencement des cartes IGN et photographies aériennes,
- digitalisation des différentes catégories d'occupation du sol par création d'une couverture de polygones,
- création d'une seconde couverture de polygones représentant les mailles de 100 m (créées à partir du raster de 100 m),
- superposition et intersection des deux couvertures de polygones,
- calcul de la surface représentant chacune des catégories de sol dans toutes les mailles,
- assignation de la catégorie de sol ayant la surface la plus importante dans chaque maille.

Contrairement à la création des données d'altitude, l'assignation de la catégorie correspondant au centre de la maille n'est pas pertinente : l'utilisation des valeurs centrales change fortement le résultat. Les catégories correspondant à la plus grande surface recouverte dans chaque maille sont plus représentatives et dépendent moins de l'emplacement du maillage. La Figure 60 résume la description à la fois du relief et du terrain pour le domaine étudié.

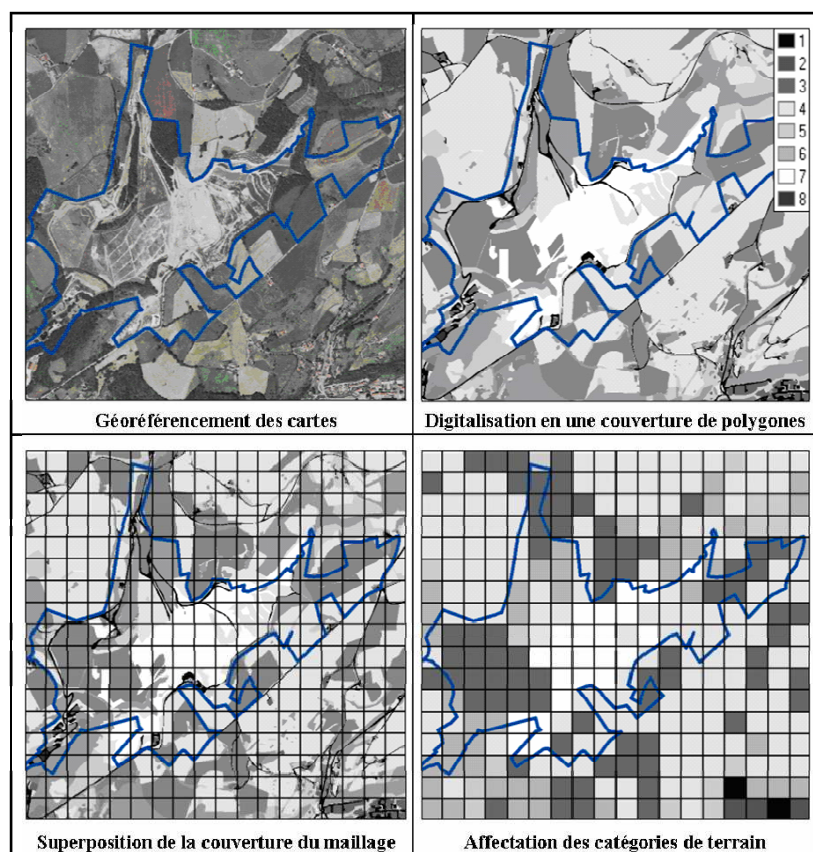


Figure 59. Etapes nécessaires pour représenter l'occupation du sol

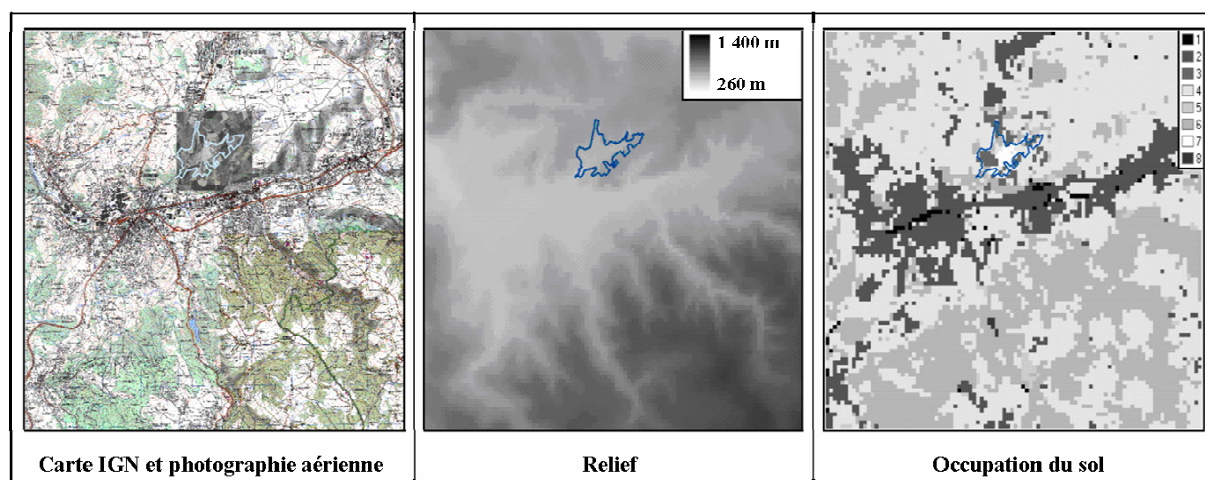


Figure 60. Description du relief et des propriétés de sol sur le domaine modélisé

5.2.2. Présentation des résultats pour la simulation du type de temps estival avec ARPS

Une première simulation a été effectuée avec le logiciel ARPS à partir de ces données. Les résultats sont présentés dans la Figure 62. Ils représentent le panache de concentration sur le domaine à chaque heure de la journée. Trois grandes périodes se distinguent :

- la nuit et la matinée jusqu'à 11h UTC (13h locale), où le panache est assez concentré et touche principalement les villes 1 et 2.
- La journée entre 12h et 17h : le panache se disperse en raison de la convection thermique légèrement orientée vers le nord : les concentrations sont très faibles.
- En soirée, le panache se concentre et touche les villes au sud du site.

Ces résultats sont en très bon accord avec les données de plaintes recensées pour ce type de temps et rappelées dans la Figure 61. Les concentrations semblent cependant plus fortes au nord du site en matinée. Il pourrait s'agir d'un biais du modèle qui, représentant le massif montagneux au sud et ayant des conditions limites libres aux bords, surestimerait les vents de pente descendant du massif. La modélisation avec les domaines emboîtés présentée en annexe 6 permet de vérifier que ce n'est pas le cas : le panache se situe au nord même si le modèle est forcé à l'aide de conditions imposées. Le nombre important de plaintes dans la ville 2 en matinée par rapport à la ville 1 pourrait aussi s'expliquer par une densité de population beaucoup plus élevée, qui générerait plus de plaintes pour des concentrations plus faibles. Afin de vérifier cette hypothèse, un nouvel indicateur permettant de tenir compte de la densité de population est donc proposé dans la partie suivante.

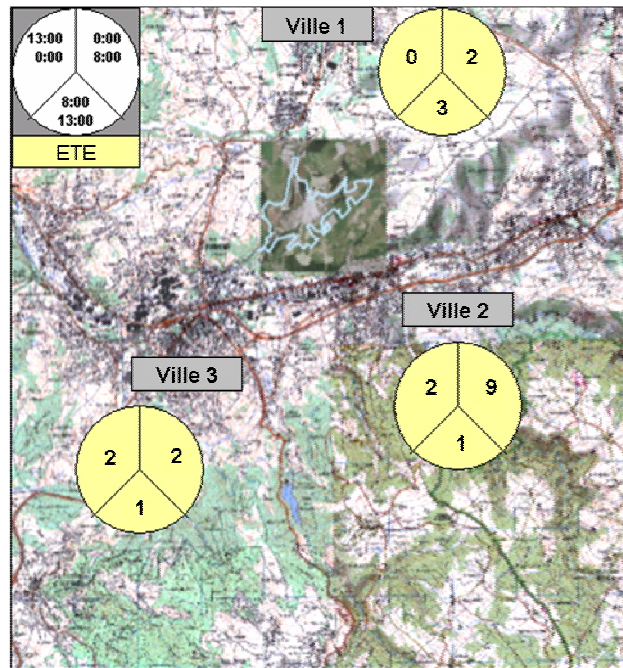


Figure 61. Répartition spatio-temporelle des plaintes pour le type de temps anticyclonique estival

5.3. EVALUATION DE L'EXPOSITION DES POPULATIONS

Cette section propose une méthode pour quantifier l'exposition d'une population à une pollution atmosphérique en utilisant les outils de traitement SIG.

5.3.1. Présentation de la méthodologie utilisée pour quantifier l'exposition des populations

Un post-traitement effectué à l'aide du SIG permettant d'évaluer l'impact d'un panache sur la population est illustré en Figure 63. Celle-ci représente le panache de polluant calculé par ARPS puis intégré dans ArcGIS et superposé à une couverture représentant les zones urbaines (couverture issues de la digitalisation des photographies aériennes pour préparer les données de terrain de ARPS). L'utilisation du SIG permet de visualiser les zones touchées par le panache. Une méthode de quantification de l'exposition est proposée pour comparer l'exposition des populations à différents horaires et pour des configurations correspondant à différentes phases d'exploitation du site. Elle comporte 3 étapes :

- une normalisation de la concentration sur tout le domaine pour obtenir des valeurs entre 0 et 1 : $C_{norm} = C / C_{max}$, où C est la concentration au premier niveau au dessus du sol C_{max} est la valeur maximale obtenue sur l'ensemble du domaine,
- une normalisation de la densité de population à l'échelle d'une maille : il s'agit ici du rapport entre l'aire recouverte par des zones habitées et l'aire totale de la maille,
- une multiplication des données de concentration et de densité de population sur chaque maille afin de calculer l'exposition de la population.

La visualisation de ces différentes étapes est proposée en Figure 64 : les trois couvertures rasters de 100 m représentent respectivement la concentration normalisée, la densité de population normalisée et l'exposition de la population obtenues à partir de ces deux cartes. La valeur calculée dans chacune des mailles de la dernière couverture est appelée « valeur d'exposition » (VE). Cet indicateur permet de tenir compte à la fois de la concentration et de la densité de population. Si la valeur de concentration C_{max} utilisée pour la normalisation dans la première étape reste identique sur l'ensemble des résultats, la variable VE permet de comparer l'exposition d'une population à différentes périodes ou pour différentes configurations de site. L'application de ce calcul de la VE aux différents résultats de la simulation est présentée ci-dessous.

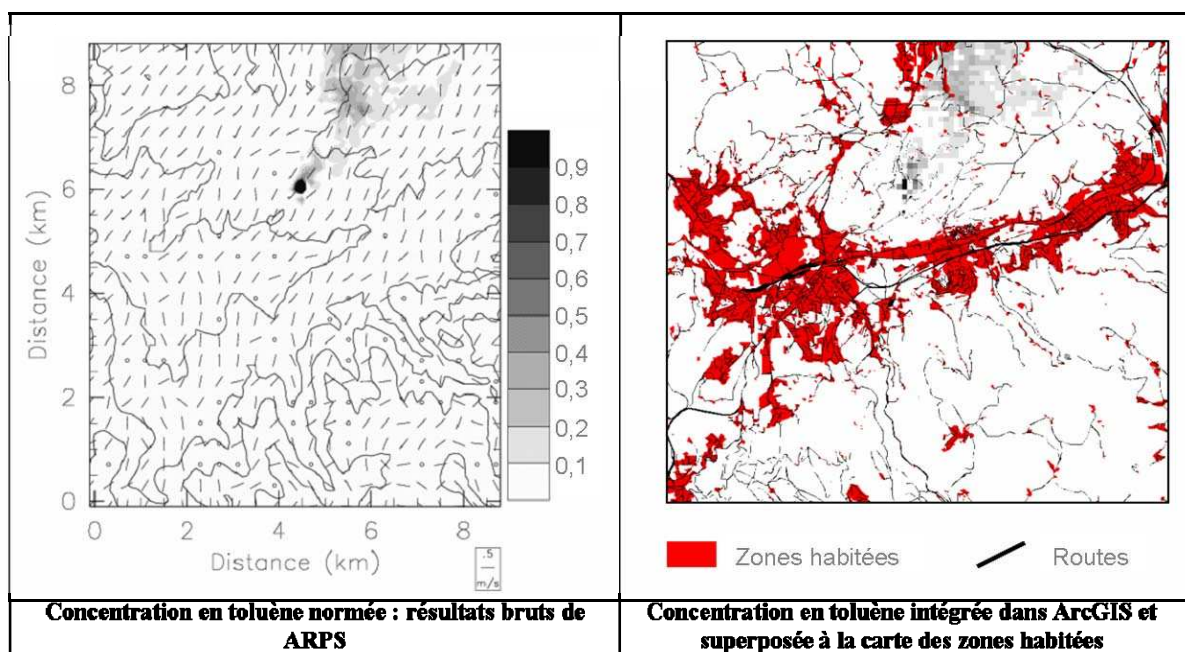


Figure 63. Concentration normée en toluène à 9h00 UTC (11h00 local) le 17 août 2002 : résultats bruts obtenus par Chemel (2005) et intégrés dans ArcGIS

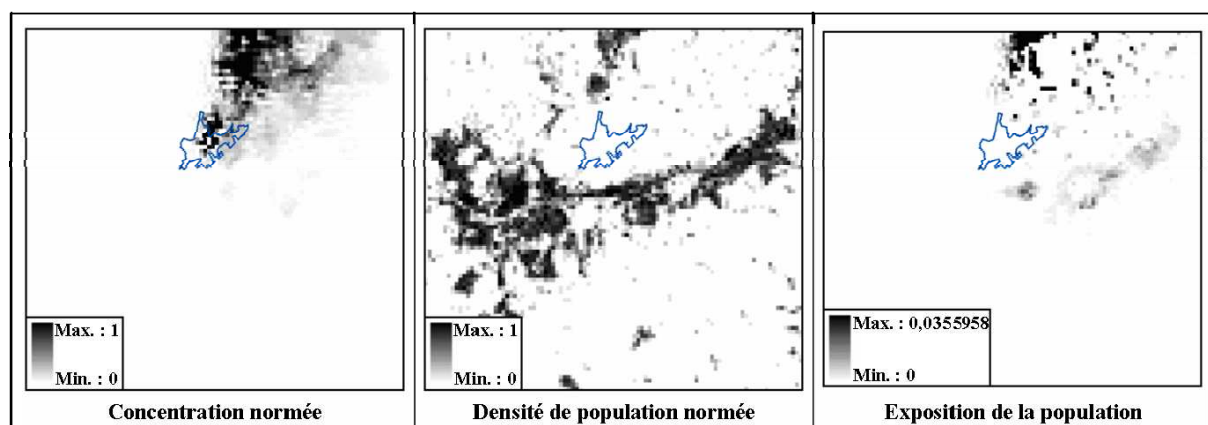


Figure 64. Evaluation de l'exposition des populations à la pollution du site par combinaison de la couverture du panache de polluant avec celle de la densité de population.

5.3.2. Evaluation de l'exposition de la population pour le type de temps estival

La Figure 65 représente les valeurs d'exposition des populations pour toutes les heures. Toutes les valeurs de concentrations ont été normées par rapport à la concentration maximale obtenue sur l'ensemble de la simulation afin de pouvoir rendre les images comparables. L'impact de la pollution sur la ville 2 le matin est davantage marqué. Il reste cependant inférieur à celui de la ville 1. La différence peut s'expliquer par le biais lié à l'indicateur des plaintes : les riverains seraient plus sensibilisés dans la ville 2. Une autre explication pourrait être la mauvaise représentation de la densité de la population. L'utilisation de la surface habitée comme donnée ne correspond pas forcément à la présence des habitants à chaque instant : le type d'habitat (résidentiel, bureaux...) pourrait être pris en compte.

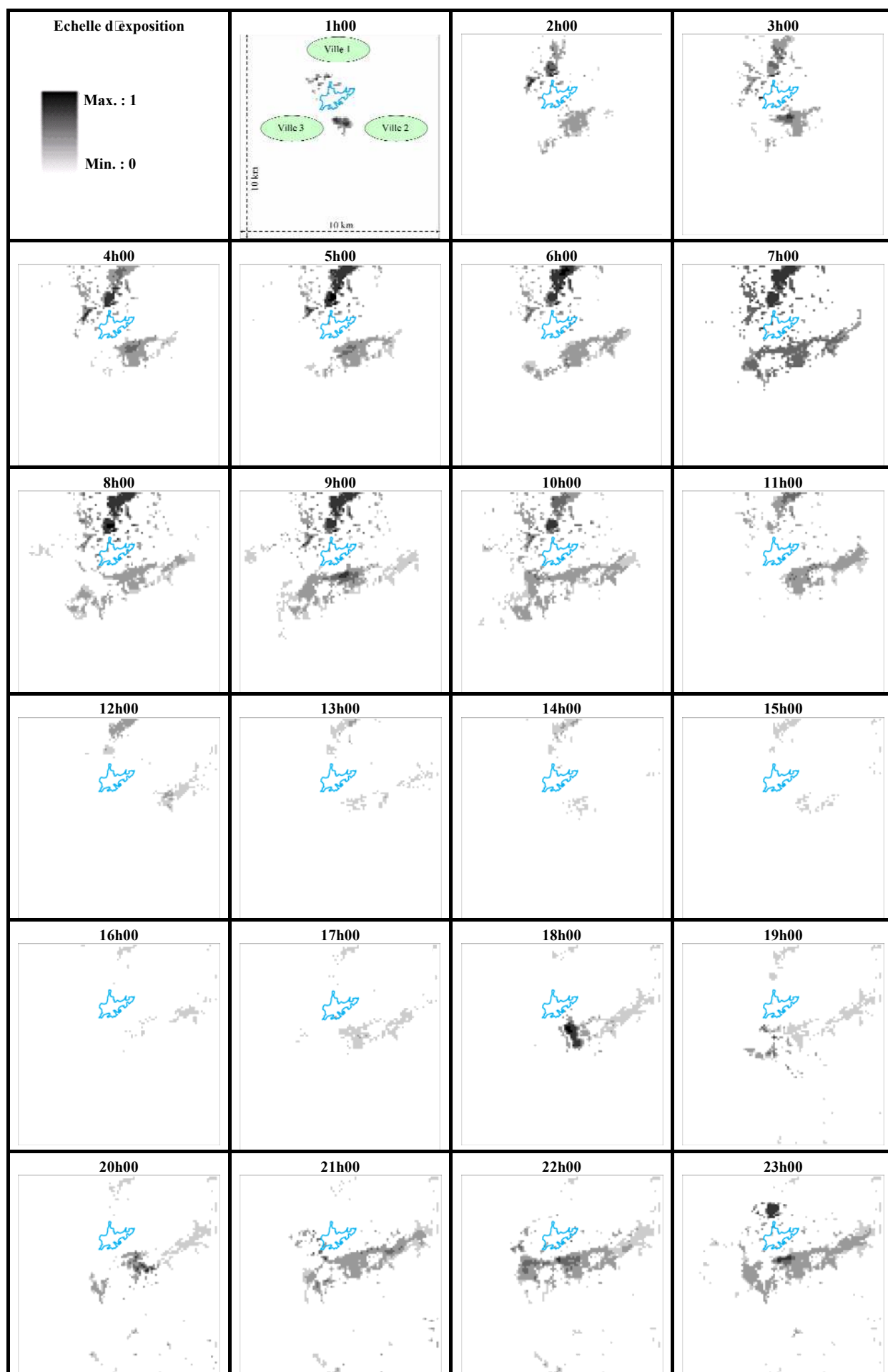


Figure 65. Valeurs d'exposition des populations pour le scénario estival

5.4. COMPARAISON DU MODELE ARPS AVEC LE MODELE GAUSSIEN ADMS

Les résultats du modèle ARPS ont été comparés à ceux du modèle gaussien ADMS afin d'identifier les avantages et les inconvénients dans l'utilisation des deux modèles.

5.4.1. Présentation du modèle ADMS et des paramètres utilisés pour la simulation

ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) est un modèle gaussien capable de simuler la dispersion des odeurs dans des terrains complexes. Il est couramment utilisé pour ce type d'étude (Drew, 2007). La version utilisée ici est la 3.3. Le domaine modélisé couvre une surface de 5 km par 5 km centrée sur le site. La résolution du maillage est de 100 m. Le modèle nécessite les données d'entrée suivantes : la date, les propriétés du terrain (altitude et rugosité du sol), la latitude du site, les données météorologiques horaires (vent à 2 m de hauteur, température, humidité relative, couverture nuageuse toujours nulle dans cette simulation et pression) et des données horaires d'émission. Comme pour ARPS, le toluène a été choisi comme « traceur » de la pollution (C_p : 1743 J/°C/kg ; masse molaire : 28,96 g ; température à l'émission : 15 °C). Le fichier d'entrée des données météorologiques est fourni dans l'annexe 8.

5.4.2. Présentation des résultats de la simulation sous ADMS

La Figure 66 représente les concentrations à la surface du sol sur le domaine. Plusieurs heures de la journée n'ont pu être simulées en raison de la vitesse de vent trop faible : le modèle ne peut calculer de panache lorsque la vitesse du vent en entrée du modèle est inférieure à 1 m/s. Les résultats montrent trois périodes distinctes :

- le matin entre 5h et 11h : le panache se dirige vers la ville 3 en descendant le vallon.
- en milieu de journée entre 12h et 16h : modification de la direction du panache qui s'oriente vers l'ouest puis bascule au nord.
- La fin de journée à partir de 16h : le panache se stabilise au nord du site.

Ces résultats ne correspondent ni aux résultats de ARPS, ni aux relevés des plaintes pour ce type de temps. En revanche, le panache suit bien la direction du vent tel qu'il est enregistré au niveau de la station météorologique (vent descendant le vallon la nuit et ascendant dans la journée). Ceci laisse à penser que les résultats du modèle sont satisfaisants par rapport aux données météorologiques d'entrée. Aucun phénomène local n'étant représenté, la direction du vent imposée sur l'ensemble du domaine est celle mesurée au niveau de la station.

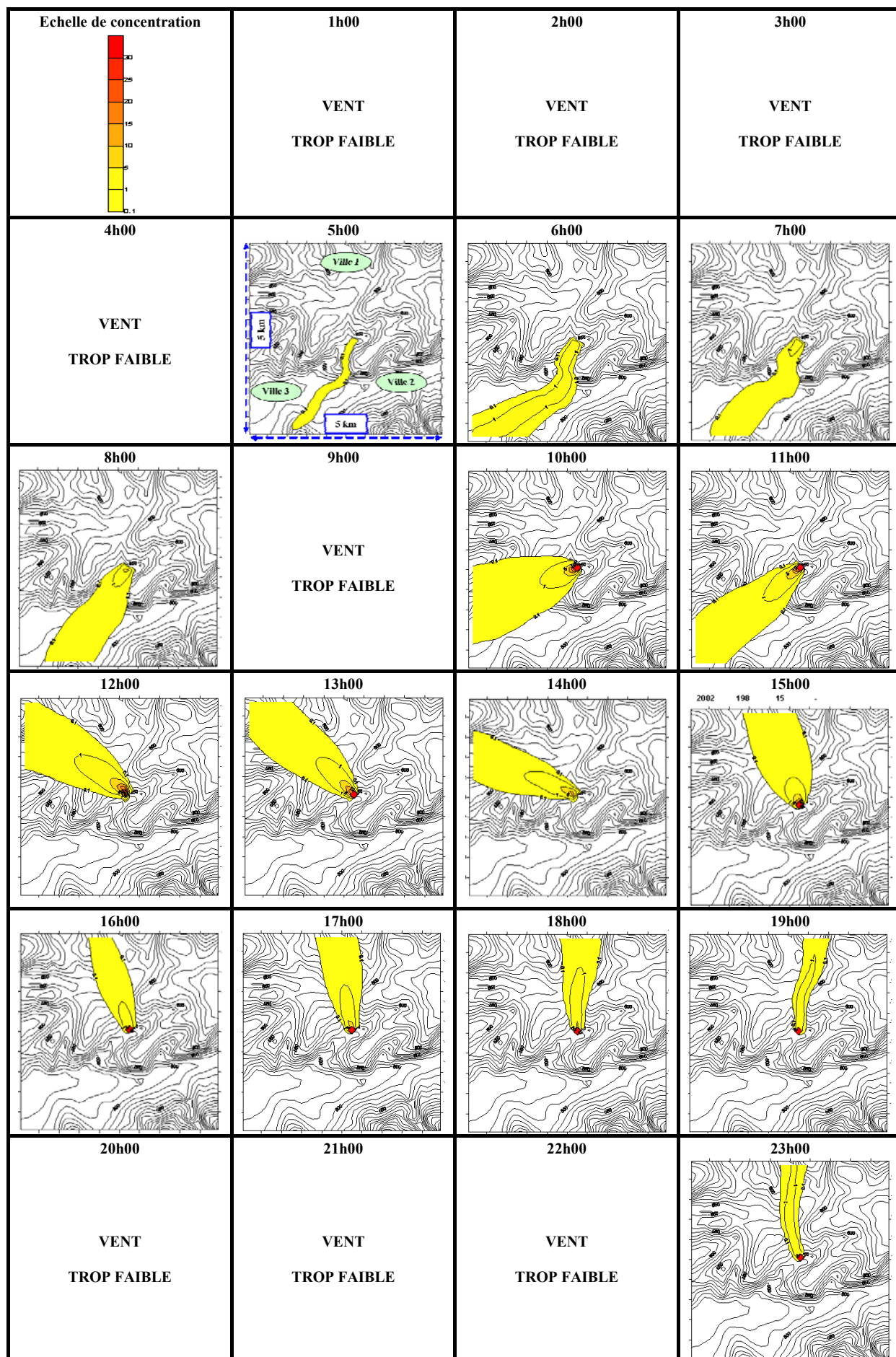


Figure 66. Résultats de ADMS pour le scénario estival

5.5. EVALUATION DE L'INFLUENCE DU RELIEF SUR LA DISPERSION DES POLLUANTS

L'exploitation progressive du centre de stockage de déchets engendre une modification de l'altitude, des pentes et de la configuration globale du site. La différence entre l'altitude initiale et finale peut atteindre 90 m avec l'apport de déchets. Des simulations sont proposées maintenant sur le même type de temps estival, mais pour des périodes d'exploitations du site différentes.

5.5.1. Description des différentes configurations du site étudiées

La Figure 67 représente les différents reliefs qui seront utilisés lors de la modélisation : ils représentent le site en début d'exploitation, en milieu d'exploitation (période d'étude) et une prévision de sa configuration en fin d'exploitation. Ils ont été obtenus au moyen d'ArcGIS par modifications des courbes de niveaux sur le site. Seul le relief en milieu d'exploitation est réel puisque les courbes de niveaux ont été obtenues à partir d'un fichier Autocad fourni par le géomètre en charge de la surveillance du site. Les autres reliefs sont des estimations : le vallon a été creusé pour la représentation du terrain avant exploitation, et une colline représentant le massif de déchets a été ajoutée à la place du vallon pour la fin d'exploitation.

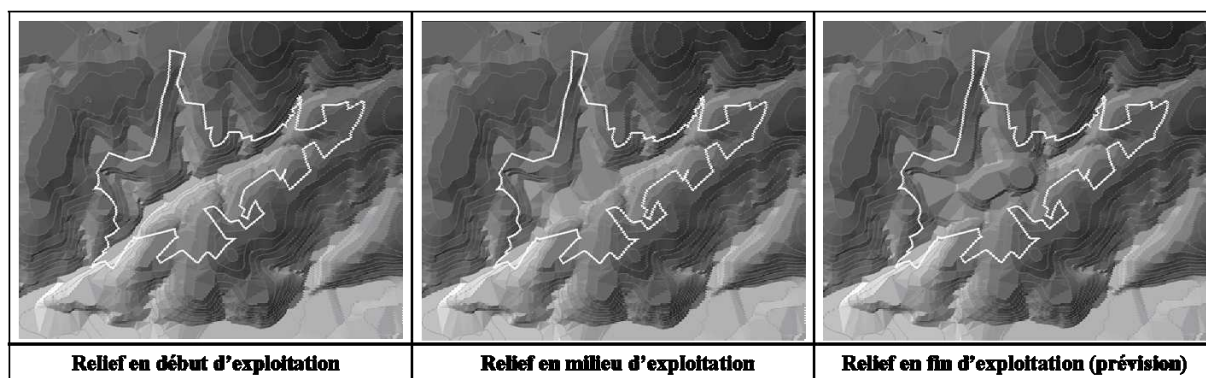


Figure 67. Différents reliefs utilisés dans la modélisation en fonction de la période d'exploitation du site

5.5.2. Résultats des simulations pour les différentes configurations du site

Les résultats des simulations pour le début et la fin d'exploitation sont présentés dans les Figure 68 et Figure 69 respectivement. Les panaches de concentration sont représentés afin de pouvoir les comparer entre eux et expliquer l'influence du relief sur la dispersion des polluants.

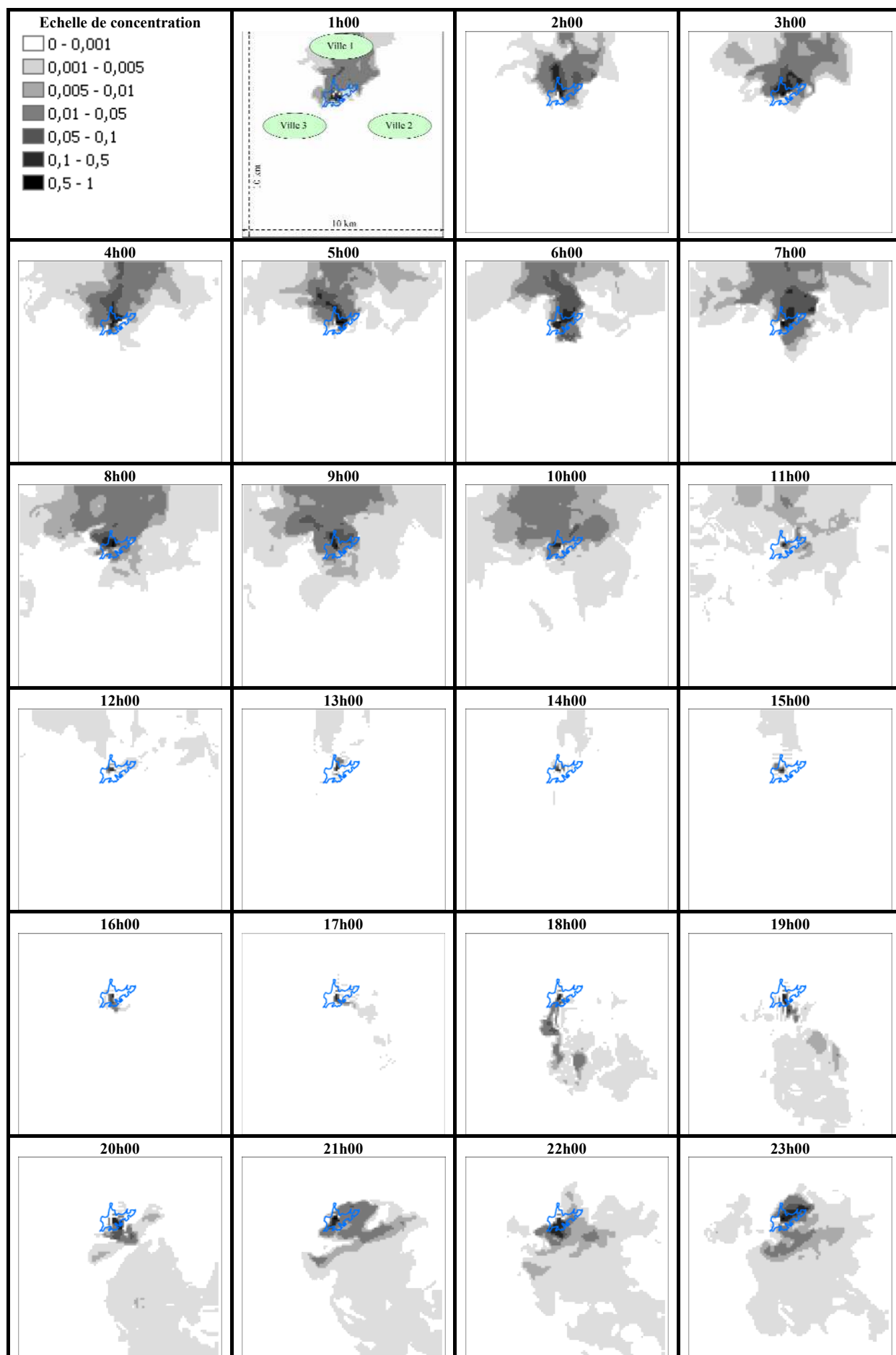


Figure 68. Valeurs de concentration pour le scénario estival avec le relief correspondant au début d'exploitation (heure UTC)

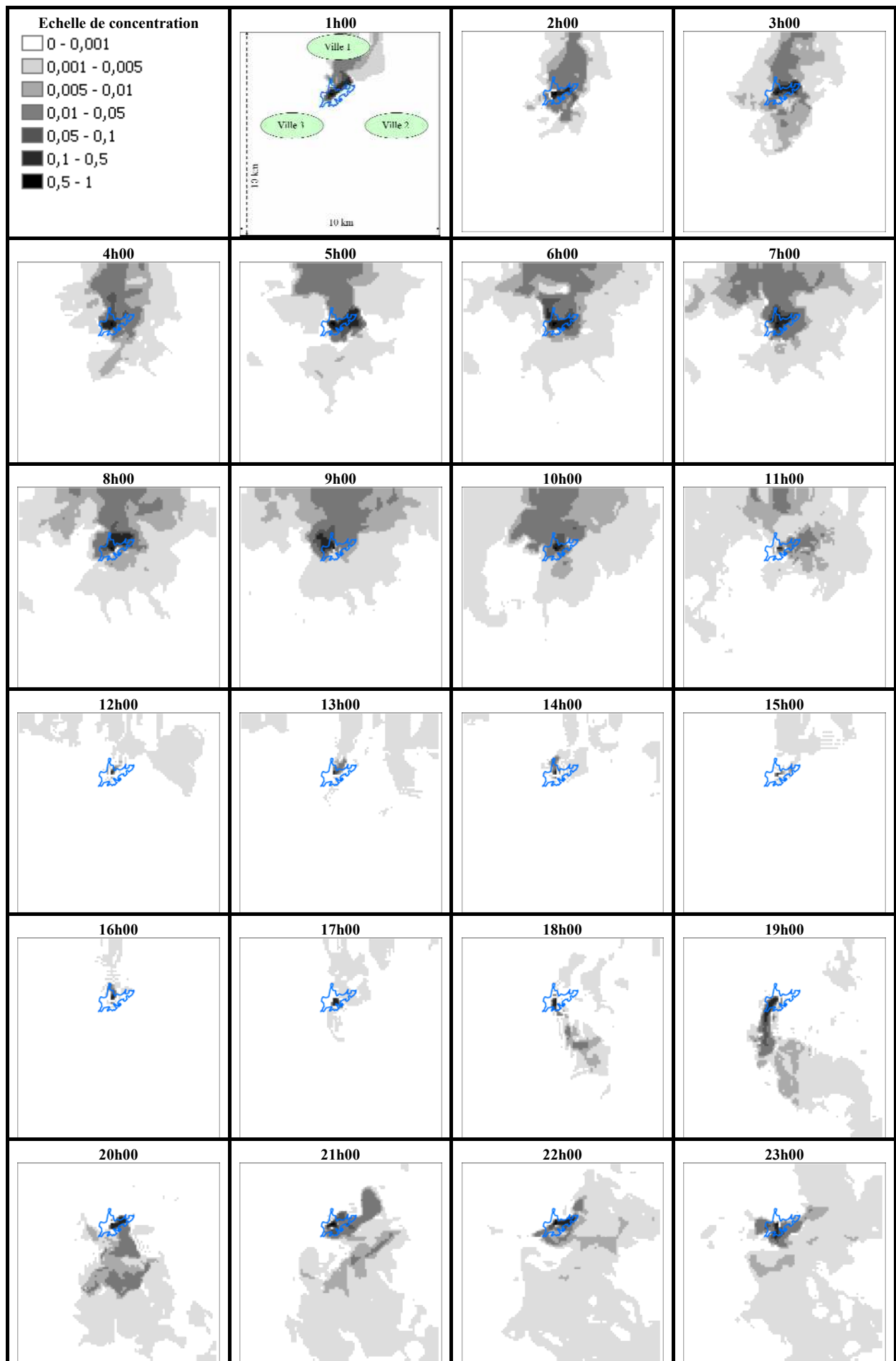


Figure 69. Valeur de concentration pour le scénario estival avec le relief correspondant à la fin d'exploitation (heure UTC)

D'après l'observation des résultats, le panache est légèrement modifié par le relief : le basculement du panache vers la ville 2 est beaucoup moins prononcé le matin en début d'exploitation. Ceci paraît cohérent puisque le vallon est plus encaissé : le basculement au dessus de la colline se fait donc plus difficilement. D'après ces résultats, le nombre de plaintes sur la ville 2 le matin devrait encore augmenter dans le futur. Le calcul des valeurs maximales d'exposition doit permettre de quantifier cette variation de la valeur d'exposition de la population sur la ville 2. La normalisation de toutes les concentrations a été faite en utilisant la valeur maximale de concentration pour la simulation de l'état actuel du site. Toutes les valeurs d'exposition, décrites dans le Tableau 32, peuvent donc être comparées. Actuellement, la ville la plus touchée est la ville 1. La ville 2 l'est également dans une moindre mesure. **Avec le temps, les villes 1 et 2 devraient être de moins en moins exposées le matin : la valeur d'exposition aura diminué de deux tiers d'ici la fin de l'exploitation.** En effet, les deux périodes critiques actuellement correspondant à 5h et 8h voient leurs VE diminuer de 10,2 et 14,5 à 3,1 et 5,9 respectivement. Ceci semble assez cohérent avec le fait que les polluants sont mieux dispersés lorsque le point d'émission s'élève.

Tableau 32. Présentation des valeurs d'exposition de la population pour les trois configurations de site et identification des villes les plus touchées (VE : valeur d'exposition x 100 ; le nombre de + correspond au degré d'impact sur la ville)

Heure UTC	Début d'exploitation				Etat actuel d'exploitation				Fin d'exploitation			
	VE	Ville1	Ville 2	Ville 3	VE	Ville1	Ville 2	Ville 3	VE	Ville1	Ville 2	Ville 3
1	4,4	++	-	-	1,7	++	++	-	2,6	++	++	-
2	11,5	++++	-	-	2,9	++	++	-	3,7	++	++	+
3	6,6	+++	-	-	2,5	++	++	-	3,0	++	+	-
4	9,5	+++	-	-	4,8	++	++	-	5,5	++	+	+
5	5,2	+++	-	-	10,2	++++	++	-	3,1	++	+	-
6	8,8	+++	+++	-	6,9	+++	-	-	4,8	++	+	-
7	8,0	+++	+++	-	4,3	++	-	-	3,1	++	+	-
8	5,1	++	++	-	14,5	++++	-	-	5,9	+++	+	-
9	3,6	++	+	-	5,6	+++	+++	-	4,4	++	+	-
10	2,6	++	-	-	2,7	++	++	++	3,0	++	++	-
11	1,1	++	+	+	0,8	+	+	-	1,2	++	++	-
12	0,2	-	-	-	0,2	-	-	-	0,3	-	-	-
13	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-	0,2	-	-	-
14	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-
15	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-
16	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-
17	0,2	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-
18	4,7	-	-	++	7,4	-	+++	-	1,6	-	++	-
19	2,5	-	++	+	1,2	-	+	++	8,7	-	-	+++
20	4,0	-	++	++	1,4	-	++	++	3,7	-	++	++
21	2,3	-	++	++	1,2	-	++	+	1,8	-	++	++
22	1,3	-	++	++	1,0	-	++	++	0,6	-	+	+
23	1,6	+	++	++	4,3	++	++	++	1,5	-	++	++

En revanche, les villes 2 et 3 seraient un peu plus exposées le soir. Ceci s'explique par une descente plus rapide de la pollution du site vers ces deux villes en raison de vents de pente plus forts générés à une altitude plus élevée.

5.6. CONCLUSION

Le modèle ARPS semble bien adapté à cette problématique. Il permet de comprendre les phénomènes locaux qui conduisent à la pollution et d'identifier les zones affectées. Dans ce cas, les résultats de la modélisation peuvent être validés par l'analyse de la localisation des plaintes. La comparaison avec les résultats d'ADMS montre l'intérêt d'utiliser un tel outil, malgré les ressources informatiques qu'il nécessite. En effet, les épisodes de forte pollution ont lieu lors de journées sans vent (pas de dispersion des polluants possible). Pour ces types de temps dans une zone en relief, un régime thermique avec des vents de pentes se met en place. Les modèles Gaussiens, de par leur structure, ne peuvent modéliser de tels phénomènes et une station météorologique ne peut représenter les vents sur l'ensemble du domaine quelque soit son emplacement. C'est ce qui a été observé avec ADMS et ceci montre les limites de ce type de modèles dans les zones à relief complexe.

L'utilisation d'outils SIG est nécessaire pour fournir des données de terrain pour cette modélisation et pour analyser les sorties du modèle. La quantification de l'impact de la population nécessite un post-traitement des données. Les SIG permettent également de croiser la densité de population avec la dispersion de la pollution. Cette méthode peut être améliorée en utilisant d'autres données plus précises pour décrire les caractéristiques de la population (c'est-à-dire les personnes sensibles, les enfants, la présence d'un hôpital) ou en utilisant des normalisations pondérées pour donner un poids plus important à certains paramètres comme les propriétés du polluant (niveau odorant, toxicité) ou les caractéristiques de la population exposée (âge, niveau de sensibilité). Une autre perspective d'amélioration de la méthode pourrait être un traçage des horaires d'émission : plusieurs composés traceurs pourraient être injectés à différents horaires à la place d'un seul traceur, ce qui permettrait de déduire l'heure d'émission en identifiant le traceur responsable des pics de pollution. Ces résultats peuvent être intéressants pour fournir des outils d'aide à la décision pour les décideurs et les exploitants de site afin d'évaluer l'impact d'un site existant ou futur avec une approche intégrée prenant en compte le relief, l'occupation des sols et les conditions météorologiques.

La dernière étape a permis de quantifier l'exposition d'une population à partir de données d'émission d'un site par modélisation de la dispersion des polluants pour des conditions météorologiques identifiées comme favorables aux épisodes de pollution. Les périodes critiques d'émission ont pu également être identifiées. L'ensemble des trois parties, résumées dans le Tableau 33, a permis de quantifier l'exposition d'une population aux émissions atmosphériques d'un CSD. La dernière partie de ce travail consistera en une analyse de la démarche proposée dans sa globalité afin d'en évaluer les incertitudes, d'identifier les points d'amélioration et de dégager les perspectives de ce travail.

Tableau 33. Résumé des principaux résultats du chapitre 5

Objectif	Site étudié et données utilisées	Méthode	Résultats et interprétation	Conclusion
Valider le choix du modèle ARPS version 4.2 par comparaison avec les données météorologiques (Riesenmey, 2004) (§ 5.1)	<u>Site français</u> - Données météorologiques locales pour le type de temps anticyclonique estival qui sera modélisé	Comparaison des résultats du modèle avec les données de température et de vent mesurées sur le site (utilisation du code ARPS version 4.2).	Résultats cohérents avec les données mesurées.	Le modèle est choisi pour simuler la dispersion des polluants (toluène) autour du site.
Créer les données de terrain et d'altitude sur l'ensemble du domaine. (§ 5.2.1)	<u>Site français</u> - Photographie aériennes et cartes IGN du site	Digitalisation des cartes et des photographies au moyen d'un SIG et calcul des différentes propriétés pour chacune des mailles (utilisation de ArcGIS)	Obtention des données d'altitude, d'occupation du sol, et des propriétés de terrain.	Intégration de ces données d'altitude et de terrain dans le code ARPS.
Valider le modèle ARPS par comparaison avec les relevés de plaintes (§ 5.2.2)	<u>Site français</u> - Inventaire des plaintes entre 2002 et 2004	Comparaison des résultats du modèle avec la localisation des plaintes pour ce type de temps.	Résultats cohérents avec la localisation des plaintes aux différentes périodes de la journée.	Le modèle simule très bien la dispersion des polluants autour du site.
Définir un indicateur permettant d'évaluer l'exposition d'une population. (§ 5.3)	<u>Site français</u> - Photographies aériennes du site.	Calcul d'une « valeur d'exposition » tenant compte à la fois de la concentration en polluant sur l'ensemble du domaine et de la densité de population.	Bonne identification des lieux où l'exposition est élevée : résultats en accord avec le recensement des plaintes.	Cet indicateur permet d'identifier les zones où l'exposition est maximale et de comparer cette exposition sur différentes périodes et dans différentes configurations.
Comparer les résultats du modèle ARPS avec ceux du modèle gaussien ADMS. (§ 5.4)	<u>Site français</u>	Simulation de la même journée avec les mêmes conditions atmosphériques en utilisant le modèle gaussien ADMS et comparaison des résultats.	Résultats très différents entre les deux modèles. D'après la comparaison avec les plaintes, le modèle ADMS ne semble pas représenter la dispersion des polluants correctement.	Les modèles gaussiens tels que ADMS ne sont pas adaptés pour ce type d'étude (zones de forts relief et périodes sans vent où la pollution est guidée par des régimes de vents très locaux)
Evaluer l'influence des variations du relief sur l'exposition de la population à long terme. (§ 5.5)	<u>Site français</u>	Créer 3 configurations différentes du site (début, milieu et fin d'exploitation) avec ArcGIS. Simuler avec ARPS ces différentes configurations et calculer pour chacune les valeurs d'exposition.	Les résultats montrent une augmentation de l'exposition des populations entre le début de l'exploitation et la période actuelle. Cette exposition devrait ensuite diminuer avec le temps, en particulier sur la ville 2.	Cette étude montre l'influence très importante du relief sur les résultats. La simulation des trois périodes permet de prévoir à long terme l'impact du site sur la qualité de l'air dans le voisinage.

CONCLUSION

Ce travail de thèse propose une méthodologie permettant de quantifier l'exposition d'une population aux émissions atmosphériques d'un centre de stockage de déchets situé dans une zone en relief. L'intérêt d'une telle démarche s'inscrit dans le contexte actuel d'une gestion des déchets de plus en plus complexe. En effet, la société de consommation dans laquelle nous vivons produit une quantité toujours plus importante de déchets qu'il faut éliminer. Parmi les différentes méthodes, le stockage constitue une filière incontournable puisqu'il traite actuellement plus de 40 % des déchets produits par les ménages français. La situation actuelle en termes de gestion des déchets devient problématique du fait de la diminution du nombre de centres de stockage et de l'augmentation de la quantité de déchets produite : beaucoup d'installations sont en fin d'exploitation et la difficulté pour en ouvrir de nouvelles s'accroît en raison de l'opposition des populations. L'impact sur la qualité de l'air, qui se traduit par l'apparition régulière d'odeurs, constitue l'un des principaux arguments de rejet. La demande est donc forte de la part des décideurs, des industriels et des riverains pour quantifier et prédire l'impact d'un site sur la qualité de l'air. Or la pollution générée par les CSD présente des spécificités qui rendent les outils classiquement utilisés en pollution de l'air inappropriés : la pollution se traduit par des odeurs, la configuration du site est variable au cours du temps, les échelles spatiales et temporelles sont très fines et la variabilité des sources rend impossible une évaluation exhaustive des émissions. L'approche proposée dans le cadre de ce travail utilise des outils d'analyse statistique, de mesure analytique, de modélisation déterministe et de traitement spatial pour produire des informations et des outils utilisables par les différents acteurs en lien avec les sites de stockage.

- **Méthodologie et résultats obtenus**

La démarche principale a montré l'intérêt d'utiliser le modèle météorologique ARPS couplé à un modèle de dispersion eulérien pour évaluer l'impact d'un CSD sur la qualité de l'air dans une zone en relief. Les phénomènes météorologiques à petite échelle tels que les vents de pente et les inversions thermiques y sont bien représentés. La comparaison avec les résultats du modèle gaussien ADMS confirme ce résultat : les modèles gaussiens, de par leur structure, ne peuvent modéliser de tels phénomènes. En revanche, la modélisation avec des outils de type modèle météorologique nécessite des moyens informatiques importants et une grande quantité de données d'entrée. Une démarche particulière est nécessaire en amont de la modélisation afin d'identifier les conditions météorologiques présentant un intérêt fort pour la simulation. D'autres étapes sont également nécessaires pour valider les résultats du modèle.

Ces différentes étapes en amont de la phase de simulation ont permis d'aborder d'autres points de recherche liés à l'étude de la pollution par les CSD :

➤ Le premier point a été une discussion sur les indicateurs de qualité de l'air applicables à de telles installations. Il a été montré que la mesure d'odeur est nécessaire pour évaluer l'impact dans le milieu récepteur puisqu'elle permet de s'affranchir des incertitudes associées au bruit de fond. L'analyse des plaintes semble être une bonne méthode. A l'inverse, la mise en place d'un jury de riverains n'est pas appropriée pour des analyses spatiales en raison de la variabilité de la perception de l'odeur parmi des riverains.

➤ D'autre part, l'identification d'un composé « traceur » du site est nécessaire pour quantifier les émissions : le toluène a été utilisé à la fois dans la mesure du profil d'émission et dans le modèle de dispersion. Son profil d'émission a été obtenu à partir de mesures de concentration sur le quai de déversement par prélèvement dynamique et analyse GC/MS. L'utilisation des tunnels de vent n'est pas adaptée à de tels sites puisque les émissions y sont trop faibles par rapport aux seuils de détection des appareils de mesure. Un modèle de correction a cependant été proposé pour évaluer les biais liés à l'utilisation de ce type d'outil.

➤ L'analyse statistique des conditions météorologiques et de la qualité de l'air a permis d'identifier les conditions favorables aux épisodes de pollution. Les paramètres influents sur la qualité de l'air liés aux activités du site et à la météorologie ont pu être identifiés. Un outil prédictif, destiné à informer les industriels de la qualité de l'air prévue le lendemain, a également été mis au point à partir de cette analyse statistique.

➤ Enfin, un outil de quantification de l'exposition de la population est proposé. Il permet de tenir compte de la densité de population pour évaluer l'impact global d'un site. La création d'une « valeur d'exposition » comme indicateur de l'exposition d'une population permet de comparer différentes configurations ou différentes périodes. Ceci a montré, par exemple, que les impacts sur l'une des villes, très forts actuellement, vont aller en diminuant en raison de l'élévation du site.

• Points de discussion relatifs à ce travail

Certains points restent cependant discutables et peuvent être améliorés :

➤ Le premier concerne les indicateurs de qualité de l'air. Le relevé des plaintes a été considéré comme le meilleur indicateur, mais il est nécessaire de rappeler toute l'incertitude qui lui est associée. Ceci est aggravé par la faible quantité de données (70 plaintes en trois ans) sur laquelle est fondé l'ensemble de l'analyse statistique et la validation du modèle. Si les

résultats semblent cohérents, ils doivent être interprétés avec prudence. C'est le cas en particulier de l'analyse prévisionnelle : le but est ici de proposer une méthode qui pourra être appliquée dans d'autres études sur d'autres types de pollution où la quantité de données est beaucoup plus importante.

➤ Un autre point d'amélioration concerne la validation du modèle d'écoulement dans un tunnel de vent. Ce modèle a été en grande partie validé expérimentalement et numériquement. Des incertitudes demeurent sur la modélisation des écoulements dans le sol et des mesures sur site et en laboratoire sont nécessaires. Ce point n'a pu être abordé au cours de ce travail mais doit être fait avant toute utilisation du modèle. Par la suite, le modèle permettra de comparer des émissions mesurées dans des conditions différentes de débit ou de dimensionnement des tunnels. Ces derniers semblent cependant mieux adaptés pour des mesures d'émissions sur des tas de composts, beaucoup plus émissifs et homogènes, que sur des centres de stockage.

➤ Le point suivant concerne l'utilisation d'ARPS et la quantification de l'exposition des populations. La modélisation a été faite pour une journée sans vent : seul un gradient thermique a été intégré pour initialiser le modèle. La sensibilité du modèle dans cette configuration n'a pas pu être testée en raison de la nécessité de ressources informatiques trop importantes. Un seul point de mesure a permis de valider la représentativité de la météorologie par le modèle : la validation effectuée sur cette donnée donne de bons résultats, mais ne paraît pas suffisante pour pouvoir affirmer que les résultats d'ARPS représentent réellement la météorologie et la dispersion sur l'ensemble du domaine.

➤ Enfin, un dernier point discutable est celui de l'évaluation de l'exposition des populations à partir des résultats du modèle de dispersion. En effet, quelque soit le modèle, ARPS, ADMS ou n'importe quel autre modèle de dispersion, les données de concentration utilisées pour calculer les valeurs d'exposition sont des données instantanées à des heures fixes. Or, la direction du panache peut varier très rapidement et certains phénomènes générant de très forts impacts peuvent passer inaperçus entre deux temps d'analyse des résultats. Il paraît cependant également difficile d'analyser le panache de polluant à chaque seconde. L'analyse des résultats concernant l'exposition doit donc être effectuée en considérant qu'il s'agit uniquement de valeurs instantanées tous les pas de temps et non de valeurs moyennées sur la durée des pas de temps.

- **Conclusion générale et perspectives de recherche**

En conclusion, ce travail a montré l'intérêt d'associer SIG et modèle météorologique pour l'évaluation de l'exposition d'une population. Il a souligné également les limites du modèle gaussien dans les zones en relief et les biais qui pouvaient être engendrés dans les mesures d'émissions surfaciques. Il faut rappeler que le but de ce travail n'était pas de proposer des moyens de réduction des impacts d'un CSD sur la qualité de l'air, mais de quantifier ces impacts et de les prévoir. A ce titre, la méthode proposée a permis de définir un indicateur de l'exposition des populations qui est utilisé pour identifier les impacts à long terme en fonction des différentes configurations du site. Sur le court terme, un modèle prévisionnel à un jour a été proposé pour évaluer la qualité de l'air du lendemain en fonction des conditions météorologiques de la journée. De ce travail se dégagent trois grandes perspectives concernant différents domaines liés aux mesures d'émission et à la qualité de l'air :

➤ **L'évaluation de l'intérêt d'utiliser des modèles gaussiens dans les zones en relief :** C'est en effet le type de modèle préconisé dans la réglementation pour les études d'impact. Or il a été montré dans ce travail que les épisodes de forte pollution correspondent à des conditions météorologiques sans vent dominant, c'est-à-dire pour lesquelles les stations météorologiques ne sont pas représentatives des vents sur un domaine. L'utilisation d'un modèle météorologique complet pour des conditions météorologiques identifiées donne de meilleurs résultats. La prise en compte des phénomènes météorologiques liés au relief (vents de pente et inversions thermiques) dans les modèles gaussiens doit par conséquent être améliorée, en particulier pour des conditions météorologiques « sans vent » qui sont souvent à l'origine des périodes de forte pollution. La comparaison ou la complémentarité de modèles reste toujours un point délicat, de part le fait que les hypothèses utilisées sont différentes. Afin d'établir l'erreur finale liée à l'utilisation de modèles gaussiens, il serait possible d'essayer de quantifier la perte d'information par l'utilisation d'un modèle gaussien sur de longues séries de données météorologiques et sa comparaison aux résultats du modèle ARPS sur des types de temps. Cette approche pourrait permettre de « capter » la récurrence de phénomènes climatologiques et lisser l'aspect stochastique et non linéaire des phénomènes.

➤ **L'amélioration des mesures d'émissions surfaciques en utilisant des tunnels de vent :** un modèle a été proposé dans ce travail pour évaluer le biais lié à l'utilisation de ces tunnels. Le modèle semble donner de résultats satisfaisants mais nécessite encore une phase

de validation sur site et en laboratoire en tenant compte des propriétés du sol et du type d'émission surfacique (dynamique ou passive). Il devrait permettre à terme de proposer un dispositif avec des dimensions recommandées et une forme optimisée pour représenter au mieux les conditions d'émission réelles. Ce qui permettrait par la suite de pouvoir comparer les différentes campagnes de mesures d'émissions réalisées par des équipes utilisant actuellement leur propre tunnel. Cette thématique touche tous les problèmes de mesure d'émissions surfaciques et s'applique donc également aux mesures d'émission des sols pollués, des boues de station d'épuration ou bien des tas de compost.

➤ Enfin, **la dernière perspective porte sur les méthodes d'évaluation de l'exposition d'une population**. Les outils SIG ont été utilisés pour superposer les données de concentration à la densité de la population et créer un indicateur appelé « valeur d'exposition » qui permet de comparer plusieurs expositions instantanées. Il pourrait être intéressant de proposer un outil permettant de tenir compte des valeurs moyennes ou maximales calculées sur une heure entière et non pas à un temps précis. Les comparaisons entre différentes configurations ou différents horaires devraient gagner en précision grâce à cette analyse complémentaire. Cela peut se faire par implémentation d'un module supplémentaire dans le code de calcul de la dispersion qui permettrait d'obtenir la valeur d'exposition maximale ou bien de calculer la moyenne sur tous les pas de temps entre deux horaires définis. Une autre amélioration concerne la prise en compte du type de population affectée dans le calcul de la « valeur d'exposition », avec la mise en place de coefficients de pondération pour, par exemple, les établissements scolaires ou les hôpitaux. Les données de densité de population pourraient également gagner en précision en tenant compte des mouvements de population quotidiens. La méthode globale peut s'appliquer à toute évaluation de l'exposition de la population, quel que soit le type de source et la configuration du terrain.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen M.R., Braithwaite A., Hills C.C. (1997): Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites. *Environmental Science & Technology* **31** (4), 1054-1061.
- Batton-Hubert M., Vaillant H. (2003) : Définition des conditions d'apparition de nuisances olfactives. *Rapport final, projet PRIMO, Ecole des Mines de Saint-Etienne*, 112 p.
- Bain W.G., Hutrya L., Patterson D.C., Bright A.V., Daube B.C., Munger J.W., Wofsy S.C. (2005): Wind-induced error in the measurement of soil respiration using closed dynamic chambers. *Agricultural and Forest meteorology* **131**, 225-232.
- Bliss P.J., Schulz T.J., Senger T., Kaye R.B. (1996): Odour measurements – Factors affecting olfactometry panel performance. *Water Science & Technology* **34** (3-4), 549-556.
- Bockreis A., Steinberg I. (2005): Measurement of odour with focus on sampling techniques. *Waste management* **25**, 859-863.
- Boholt K., Andreasen K., Den Berg F., Hansen T. (2005): A new method for measuring emission of odour from a rendering plant using the Danish Odour Sensor System (DOSS) artificial nose. *Sensors and Actuators B* **106**, 170-176.
- Buck L., Axel R. (1991): A novel multigene family may encode odorant receptors: a molecular basis for odor recognition. *Cell* **65**, 175-187.
- Carpentieri M., Giambini P., Corti A., Procino L. (2005): Modelling tracer dispersion from landfills. In: *Proc. of the 5th International Conference on Urban Air Quality*, Valencia, Spain, 4 p.
- Chemel C., Riesenmey C., Chollet J.P., Batton-Hubert M. (2005): High-resolution large eddy simulations for odour-impact assessment. In proceedings of the 5th conference of European Geosciences Union, Vienna, Austria.
- Chiriac R. (2004) : Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés et de leur dispersion dans l'environnement. *Thèse de doctorat soutenue à l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon*.
- Cremades L.V. (2004) : Simulation of the dispersion of VOC from an MSW landfill via a Lagrangian particle model: Efficiency of a solid barrier. *Environmental Engineering Science* **21** (3), 291-302.
- Davoli E., Gangai M.L., Morselli L., Tonelli D. (2003): Characterization of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS. *Chemosphere* **51**, 357-368.
- De Melo Lisboa H., Guillot J.M., Fanlo J.L., Le Cloirec P. (2006): Dispersion of odorous gases in the atmosphere – Part I: Modeling approaches to the phenomenon. *Science of the Total Environment* **361**, 220-228.
- Dor F., Zmirou D. (2004): Stockage des déchets et santé publique. *Rapport de recherche publié en septembre 2004*, 348 p.
- Drew G., Smith R., Gerard V., Burge C., Lowe M., Kinnersley R., Sneath R., Longhurst P. (2007): Appropriateness of selecting different averaging times for modelling chronic and acute exposure to environmental odours. *Atmospheric Environment* **41** (13), 2870-2880.
- El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O. (1997) Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management* **50**, 1-25.
- EN 13725 (2003) Air Quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry. *British Standards Institution*.
- Flassak T., Moussiopoupos N. (1987) An application of an efficient non-hydrostatic mesoscale model. *Boundary-Layer Meteorology* **41**, 135-147.

- Flassak T., Kessler C., Moussiopoupos N. (1991) Further Development of MARS (Model for the Atmospheric Dispersion of Reactive Species). In *Eurotrac Annual Rreport*, Part. 5, 57-62.
- Gao F., Yates S.R., Yates M.V., Gan J., Ernst F.F. (1997) Design, Fabrication, and Application of a Dynamic Chamber for Measuring Gas Emissions from Soil. *Environmental Science & Technology* **31**, 148-153.
- Gillis A., Miller D.R. (2000) Some potential errors in the measurement of mercury gas exchange at the soil surface using a dynamic flux chamber. *Science of the Total Environment* **260**, 181-189.
- Gostelow P., Longhurst P., Parsons S.A., Stuetz R.M. (2003) Sampling for measurement of odours. Scientific and Technical Report 17. *IWA Publishing*.
- Gouronnec A.M. (2004) Analyses olfactométriques ou mesure des odeurs par analyse sensorielle. *Techniques de l'ingénieur* **P 446**, 21 p.
- Green J.S., Kalkstein L.S., Ye H., Smoyer K. (1999) Relationships between Synoptic Climatology and Atmospheric Pollution at 4 US Cities. *Theoretical and Applied Climatology* **62** (3-4), 163-174.
- Hernandez J.F., Cremades L., Baldasano J.M. (1997) Simulation of tracer dispersion from elevated and surface releases in complex terrain. *Atmospheric Environment* **31** (15), 2337-2348.
- Hobbs S.E., Longhurst P., Sarkar U., Sneath R.W. (2000) Comparison of dispersion models for assessing odour from municipal solid wastes. *Waste Management & Research* **18** (5), 420-428.
- Iritz Z., Lindroth A., Gårdenäs A. (1997) Open ventilated chamber system for measurements of H₂O and CO₂ fluxes from the soil surface. *Soil Technology* **10**, 169-184.
- Jiang K., Kaye R. (1996) Comparison study on portable wind tunnel system and isolation chamber for determination of VOCs from areal sources. *Water Science and Technology* **34** (3-4), 583-589.
- Kalkstein L.S., Tan G., Skindlov J.A. (1987): An evaluation of three clustering procedures for use in synoptic climatological classification. *Journal of Applied Meteorology* **26** (6), 717-730.
- Kim K.H., Kim M.Y. (2002) The distribution of BTEX compounds in the ambient atmosphere of the Nan-Ji-Do abandoned landfill site in Seoul. *Atmospheric Environment* **26**, 2433-2446.
- Kim K.H., Choi J.Y., Jeon E.C., Sunwoo Y. (2005) Characterization of malodorous sulphur compounds in landfill gas. *Atmospheric Environment* **39**, 1103-1112.
- Kim Oanh N.T., Chutimon P., Ekbordin W., Supat W. (2005) Meteorological pattern classification and application for forecasting air pollution episode potential in a mountain-valley area. *Atmospheric Environment* **39**, 1211-1225.
- Lagouvardos K., Kotroni V., Koussis A., Feidas H., Buzzi A., Malguzzi P. (2003) The meteorological model BOLAM at the national observatory of Athens : assessment of two-year operational use. *Journal of Applied Meteorology* **42** (11), 1667-1678.
- Laister G., Stretch D.D., Strachan L.J. (2002) Managing landfill odour using dispersion modelling and community feedback. In: *Proc. of Wastecon 2002*.
- Leyris C., Guillot J.M., Fanlo J.L., Pourtier L. (2005) Comparison and development of dynamic flux chambers to determine odorous compound emission rates from area sources. *Chemosphere* **59**, 415-421.
- Lindberg S.E, Zhang H, Vette A.F, Gustin M.S., Barnett M.O., Kuiken T. (2002) Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils: Part 2-effect of flushing flow rate and verification of a two-resistance exchange interface simulation model. *Atmospheric Environment* **36**, 847-859.

- Longhurst P.J., Cotter M, Gostelow P., (2004) Odour management plans: a risk-based approach using stakeholder data. *Water Science & Technology* **50** (4), 17-23.
- Loubet B., Cellier P., Flura D., Générmont S. (1999a) An Evaluation of the Wind-tunnel Technique for Estimating Ammonia Volatilization from Land: Part 1. Analysis and Improvement of Accuracy. *Journal of Agriculture Engineering Research* **72**, 71-81.
- Loubet B., Cellier P., Générmont S., Flura D. (1999b) An Evaluation of the Wind-tunnel Technique for Estimating Ammonia Volatilization from Land: Part 2. Influence of the Tunnel on Transfer Processes. *Journal of Agriculture Engineering Research* **72**, 83-92.
- Malan S., Poutrier L. (2001) Réglementation en matière d'odeurs. *Techniques de l'Ingénieur* **G 2910**, 9 p.
- McIntyre A. (2000) Application of dispersion modelling to odour assessment: a practical tool or a complex trap? *Water Science and Technology* **41** (6), 81-88.
- Misselbrook T.H., Hobbs P.J., Persaud K.C. (1997) Use of an electronic nose to measure odour concentration following application of cattle slurry to grassland. *Journal of agriculture Engineering and Research* **66**, 213-220.
- Mwiganga M., Kansiime F. (2005) The impact of Mpererwe landfill in Kampala-Uganda, on the surrounding environment. *Physics and Chemistry of the Earth* **30**, 744-750.
- Nicolas J., Romain A.C., Wiertz V., Maternova J., André P. (2000) Using the classification model of an electronic nose to assign unknown malodours to environmental sources and to monitor them continuously. *Sensors and Actuators B* **69**, 366-371.
- Nicolas J., Craffe F., Romain A.C. (2006) Estimation of odor emission rate from landfill areas using the sniffing team method. *Waste Management* **26**, 1259-1269.
- Olson J.S., Watts J.A., Allison J. (1985): Major world ecosystem complexes ranked by carbon in live vegetation: a database. *NDP-017*. Carbondioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Ormerod R. (2001) Improving odour assessment by using better dispersion models: some examples. *Water Science and Technology* **44** (9), 149-156.
- Pagé T., Genest D., Giasson F., Guy C., LeBlanc B. (1996-2003) : Tropos Impact. Logiciel de modélisation de dispersion atmosphérique des contaminants légers et des odeurs. Copyright Odotech.
- Parker T., Dottridge J., Kelly S. (2002) Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas. *Environment Agency, R&D Technical Report P1-438/TR*, Bristol, U.K.
- Perera A., Pardo T., Sundiae T., Gutierrez-Osuna R., Marco S., Nicolas J. (2001) IpNose : Electronic nose for remote bad odour monitoring system in landfill sites. Proceedings of the 8th conference Eurodeur, Paris. 6 p.
- Reichman R., Rolston D.E. (2002) Design and Performance of a dynamic Gas Flux Chamber. *Journal of Environmental Quality* **31**, 1774-1781.
- Riesenmey C. (2004) Diagnostic d'un C.E.T., source de nuisances olfactives, à l'aide d'une modélisation déterministe et de campagnes de mesure de COV. *Rapport de Master* soutenu le 8 juillet 2004 à l'INSA de Lyon.
- Roebuck D., Strecht D., Strachan L. (2004) Investigating odour sources and odour emission rates from landfills through direct communication with residents. In: *Proc. of Wastecon 2004*.
- Rognon C., Poutrier L. (2000) Les odeurs dans l'environnement. *Techniques de l'Ingénieur* **G 2900**, 10 p.
- Rognon C., Poutrier L. (2001) Mesurer les odeurs, *Techniques de l'Ingénieur* **G 2940**, 1-16.

- Sarkar U., Hobbs S.E. (2002) Odour from municipal solid waste (MSW) landfills: a study on the analysis of perception. *Environment International* **27**, 655-662.
- Sarkar U., Hobbs S. E., Longhurst P. (2003) Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. *Journal of Environmental Management* **68**, 153-160.
- Schauberger G., Piringer M., Petz E. (2002) Calculating direction-dependent separation distance by a dispersion model to avoid livestock odour annoyance. *Biosystems Engineering* **82**, 25-37.
- Schauberger G., Piringer M., Petz E. (2006) Odour episodes in the vicinity of livestock buildings: a qualitative comparison of odour complaint statistics with model calculations. *Agriculture Ecosystem & Environment*, **114** (2-4), 185-194.
- Schiffman S.S, McLaughling B., Katul G.G., Nagle H.T. (2005) Eulerian-Lagrangian model for predicting odor dispersion using instrumental and human measurements. *Sensors and Actuators B: Chemical* **106** (1), 122-127.
- Senante E., Galtier L., Lambomez-Michel L., Budka A. (2003) Odours management at MSW landfill sites: odours sources, odorous compounds and control measures. In: *Proc. of the 9th International Waste Management & Landfill Symposium*, Sardinia.
- Sfetsos A., Vlachogiannis D., Gounaris N., Stubos A.K. (2005) On the identification of representative samples from large data sets, with application to synoptic climatology. *Theoretical and Applied Climatology* **82**, 177-182.
- Sironi S., Capelli L., Centola P., Del Rosso R., Il Grande M. (2005) Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. *Atmospheric Environment* **39**, 5387-5394.
- Sohn J.H., Smith R.J., Hudson N.A., Choi H.L. (2005) Gas sampling efficiencies and aerodynamic characteristics of a laboratory wind tunnel for odour measurement. *Biosystems Engineering* **92**, 37-46.
- Stretch D., Laister G., Strachan L., Saner M., (2001) Odour trails from landfill sites. In: *Proc. of the 8th International Waste Management & Landfill Symposium*, Sardinia.
- Stuetz R., Frechen F.B. (2001) Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control. *IWA Publishing*, London, UK, 437 p.
- Suarez J., Pourtier L., Llongario O. (2002) Modélisation de la dispersion atmosphérique des odeurs. *Techniques de l'Ingénieur*, **G2960**, 8 p.
- Tagaris E., Sotiropoulou R.E.P., Pilinis C., Halvadakis C.P. (2003) A methodology to estimate odors around landfill sites: The use of methane as an odor index and its utility in landfill siting. *Journal of the Air & Waste Management Association* **53** (5), 629-634.
- Taha M.P.M., Pollard S.J.T., Sarkar U., Longhurst P. (2005) Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows: Feasibility of a portable wind tunnel approach. *Waste Management* **25**, 445-450.
- Termonia A., Termonia M. (1998) Characterisation and on-site monitoring of odorous organic compounds in the environment of a landfill site, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **73** (1), 43-57.
- Thibodeaux L.J. (1996) *Environment Chemodynamics*, 2nd Edition. *Wiley*, New York, 632 p.
- Vogel B., Fiedler F., Vogel H. (1995) Influence of topography and biogenic volatile organic compounds emission in the state of Baden-Wurtemberg on ozone concentrations during episodes of high air temperatures. *Journal of Geophysical Research* **100** (22), 907-928.
- Wang X., Jiang J., Kaye R. (2001) Improvement of a wind-tunnel sampling system for odour and VOCs. *Water Science and Technology* **44**, 71-77.

- Walsh J.J., Conrad E.T., Stubing H.D., Vogt W.G. (1988) Control of volatile organic compound emissions at a landfill site in New York: a community perspective. *Waste Management & Research* **6**, 23-34.
- Welles J.M., Demetriades-Shah T.H., McDermitt D.K. (2001) Considerations for measuring ground CO₂ effluxes with chambers. *Chemical Geology* **177**, 3-13.
- Wilson M.F., Henderson-Sellers A. (1985): A global archive of land cover and soils data for use in general circulation climate models. *Journal of Climatology* **5**, 119-143.
- Xue M., Droegemeier K.K., Wong V. (2000) The Advanced Regional Prediction System (ARPS) – A multi-scale non hydrostatic atmospheric simulation and prediction model. Part I : Model dynamics and verification. *Meteorology and Atmospheric Physics* **75**, 161-193.
- Xue M., Wang D., Gao J.D., Brewster K., Droegemeier K.K. (2003) The Advanced Regional Prediction System (ARPS), storm-scale numerical weather prediction and data assimilation. *Meteorology and Atmospheric Physics* **82**, 139-170.
- Young P.J., Parker A. (1983) The identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfill gas. *Waste Management & Research* **1**, 213-226.
- Zannetti P. (1990) Air pollution modelling. *Editions Van Nostrand Reinhold*, New York, USA, 439 p.
- Zhang H, Lindberg S.E, Barnett M.O., Vette A.F, Gustin M.S. (2002) Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils. Part I: simulation of gaseous mercury emissions from soils using a two-resistance exchange interface model. *Atmospheric Environment* **36**, 835-846.
- Zou S.C., Lee S.C., Chan C.Y., Ho K.F., Wang X.M., Chan L.Y., Zhang Z.X. (2003) Characterisation of ambient organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China, *Chemosphere* **51**, 1015-1022.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Répartition des relevés des riverains pour les jours pendant lesquels une plainte a été enregistrée (§2.3.3. Etude de la complémentarité des plaintes avec les relevés d'odeurs par un jury de riverains)

Cette annexe complète l'étude sur les indicateurs de qualité de l'air, et particulièrement sur la complémentarité des plaintes avec les mesures faites par un jury de nez sur les deux sites anglais. Chacun des graphes représente une zone : les jours pour lesquels une plainte a eu lieu sur cette zone sont identifiés, et les relevés sont comptabilisés sur toutes les zones. L'objectif est de regarder si une plainte recensée dans une zone engendre réellement une augmentation des relevés positifs autour de cette zone. L'étude montre l'absence de lien entre les deux indicateurs.

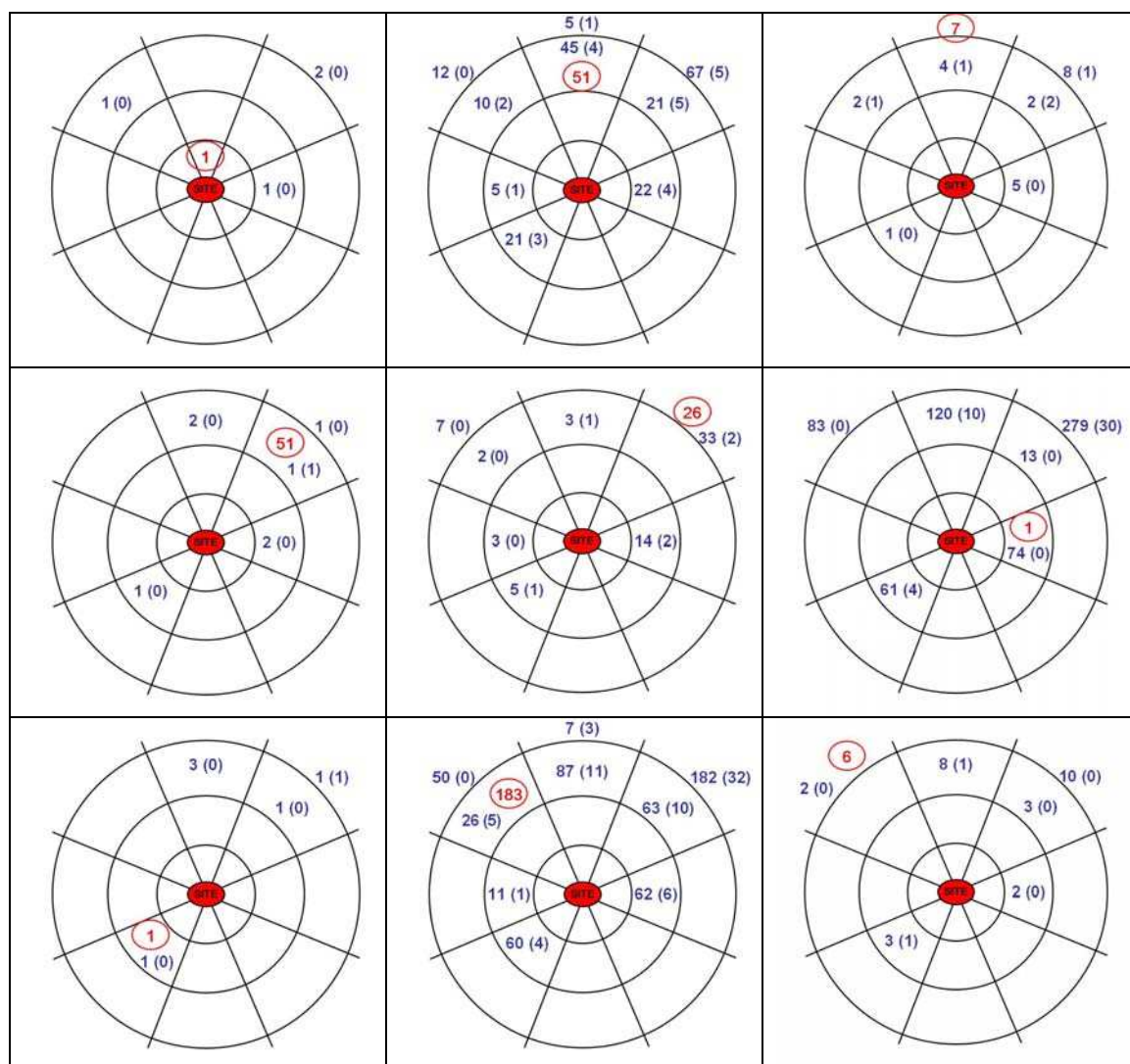


Figure 70. Répartition des relevés d'odeur pour les périodes de plainte autour du site A (1994-2004).

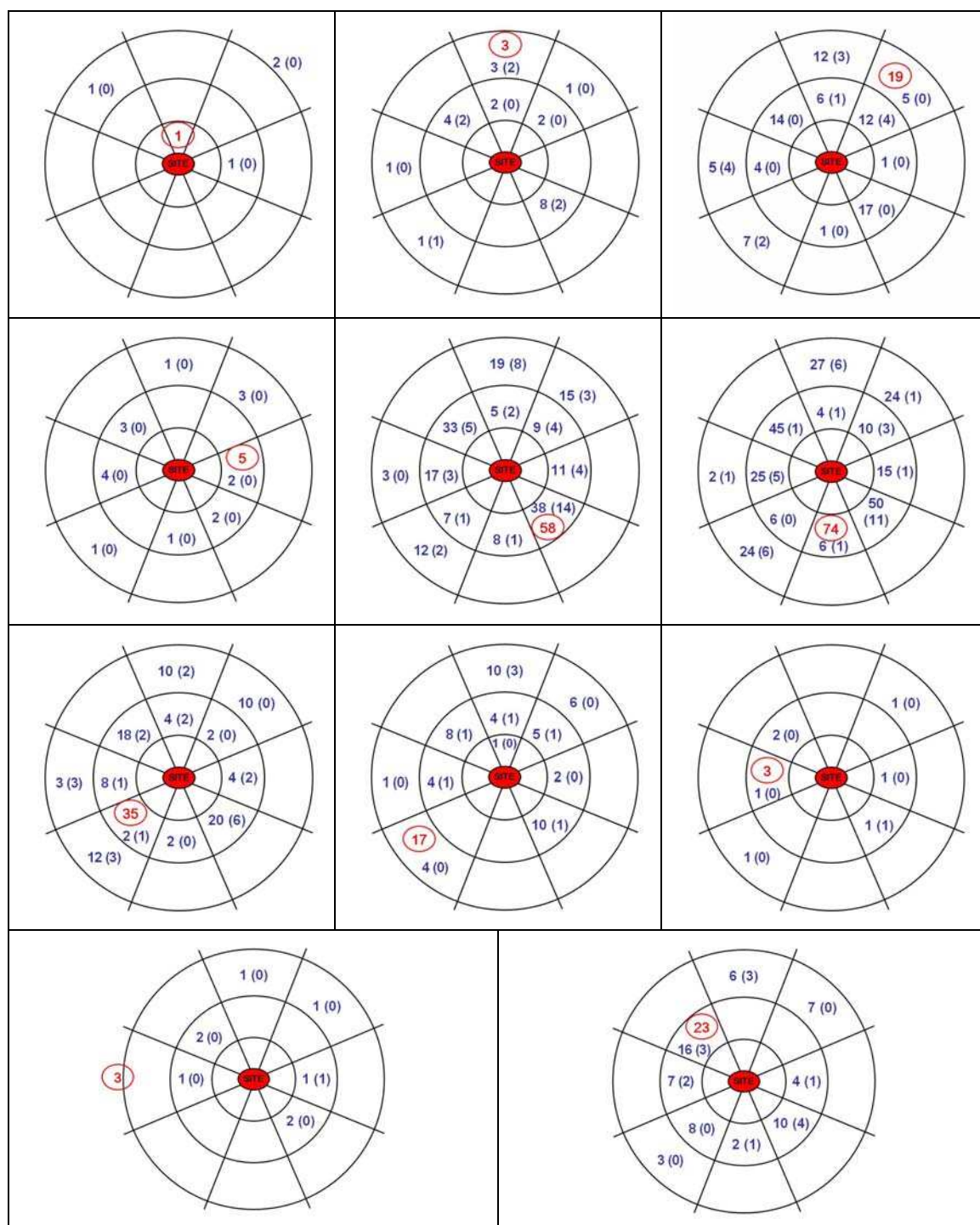


Figure 71. Répartition des relevés d'odeur pour les périodes de plainte autour du site B (1994-2004).

ANNEXE 2 : Matrice des corrélations entre les conditions météorologiques, les activités sur le site et la qualité de l'air (§3.1. Etude des corrélations entre la qualité de l'air, la météorologie et les paramètres décrivant l'exploitation d'un site)

Cette annexe complète l'étude sur les relations entre la présence de COV autour du site, les conditions météorologiques et les activités sur le site. Le tableau ci-dessous présente la matrice des corrélations entre toutes ces variables.

Rappel des variables :

1	Benzène
2	Heptane
3	Trichloréthylène
4	Toluène
5	Octane
6	Tetrachloréthylène
7	Ethylbenzène
8	m-Xylène
9	p-Xylène
10	Nonane
11	o-Xylène
12	a-pinène
13	Mesitylène
14	Décane
15	Limonène
16	Undécane
17	Durée des mesures (j)
18	Température moyenne (°C)
19	Ecart de température jour/nuit moyen (°C)
20	Gel (% de temps)
21	Température > 30°C (% de temps)
22	Humidité moyenne (%)
23	Ecart d'humidité moyen (%)
24	Humidité < 40 % (% de temps)
25	Humidité entre 80 et 90 % (% de temps)
26	Humidité > 90 % (% de temps)
27	Pression moyenne (Hpa)
28	Ecart de pression moyen (Hpa)
29	Quantité de pluie tombée moyenne (mm/j)
30	Temps de pluie (% temps)
31	Vitesse de vent moyenne (m/s)
32	Vent passé moyen (km/j)
33	Tonnage enfoui (t/j)
34	Taille moyenne de l'alvéole en exploitation (m²)
35	Nombre d'ouvertures de quai
36	% OM
37	% DIB
38	% Boues
39	Nombre total de plaintes
40	Plaintes dans les 48h après une ouverture de quai
41	Plaintes hors ouverture de quai

Matrice des corrélations (1/2) :

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
17	Durée des mesures (j)	0,03	-0,29	-0,10	0,00	-0,01	0,08	0,01	0,09	0,02	0,13	0,11	-0,08	-0,16	0,04	0,07	0,22	1,00				
18	Température moyenne (°C)	-0,10	0,19	-0,09	0,07	-0,18	0,16	0,07	0,21	0,07	-0,29	0,14	0,05	-0,09	0,02	-0,03	-0,22	0,06	1,00			
19	Ecart de température jour/nuits moyen (°C)	0,07	0,24	-0,04	0,16	-0,20	0,33	0,11	0,34	0,21	-0,24	0,26	0,00	-0,15	0,14	0,03	-0,08	0,17	0,86	1,00		
20	Gel (% de temps)	0,04	-0,21	-0,12	-0,11	-0,16	-0,09	0,07	-0,07	-0,09	-0,16	-0,05	-0,13	-0,14	-0,19	-0,18	-0,15	-0,10	-0,39	-0,44	1,00	
21	Température > 30°C (% de temps)	-0,13	0,08	-0,04	-0,08	-0,01	0,01	-0,06	-0,05	-0,09	-0,03	-0,02	-0,20	0,03	0,01	-0,05	0,00	0,09	0,12	0,40	0,00	1,00
22	Humidité moyenne (%)	-0,19	-0,42	-0,14	-0,29	0,06	-0,40	-0,13	-0,38	-0,30	0,15	-0,29	-0,06	0,00	-0,20	-0,11	0,02	0,06	-0,65	-0,90	0,43	-0,48
23	Ecart d'humidité moyen (%)	0,12	0,28	-0,01	0,20	-0,21	0,35	0,10	0,36	0,24	-0,26	0,27	0,03	-0,15	0,15	0,03	-0,11	0,06	0,83	0,98	-0,44	0,32
24	Humidité < 40 % (% de temps)	0,20	0,48	0,18	0,36	-0,03	0,44	0,21	0,44	0,33	-0,16	0,33	0,12	0,04	0,20	0,15	-0,07	0,02	0,74	0,89	-0,30	0,36
25	Humidité entre 80 et 90 % (% de temps)	0,13	-0,35	-0,04	-0,12	-0,02	-0,15	-0,07	-0,14	-0,06	0,08	-0,09	-0,07	-0,10	-0,12	-0,11	0,05	-0,06	-0,81	-0,76	0,53	-0,34
26	Humidité > 90 % (% de temps)	-0,26	-0,38	-0,18	-0,33	0,03	-0,42	-0,12	-0,42	-0,35	0,13	-0,32	-0,12	0,00	-0,19	-0,13	0,01	0,06	-0,59	-0,82	0,50	-0,22
27	Pression moyenne (Hpa)	0,26	0,36	0,39	0,39	0,24	0,27	0,12	0,28	0,21	-0,05	0,18	0,12	0,25	0,03	0,08	-0,14	0,11	-0,04	0,08	0,42	0,17
28	Ecart de pression moyen (Hpa)	0,05	-0,04	0,15	-0,03	0,25	-0,16	-0,02	-0,21	-0,08	0,31	-0,15	-0,04	0,23	0,03	0,05	0,19	-0,16	-0,86	-0,77	0,34	0,12
29	Quantité de pluie tombée moyenne (mm/j)	-0,34	-0,34	-0,29	-0,37	-0,06	-0,37	-0,03	-0,36	-0,32	0,07	-0,24	-0,09	-0,05	-0,19	-0,08	0,02	-0,10	-0,14	-0,46	0,32	-0,10
30	Temps de pluie (% temps)	-0,31	-0,34	-0,19	-0,38	0,05	-0,45	-0,13	-0,48	-0,36	0,18	-0,35	-0,10	0,03	-0,19	-0,07	0,09	-0,18	-0,61	-0,82	0,39	-0,16
31	Vitesse de vent moyenne (m/s)	0,20	-0,01	0,03	-0,01	0,00	0,04	0,03	-0,02	0,12	0,24	0,01	0,00	-0,04	0,17	0,13	0,34	-0,34	-0,58	-0,32	-0,16	-0,05
32	Vent passé moyen (km/j)	0,21	-0,01	0,03	-0,01	0,00	0,05	0,03	-0,02	0,13	0,24	0,02	0,00	-0,04	0,18	0,13	0,34	-0,34	-0,59	-0,33	-0,15	-0,04
33	Tonnage enfoui (t/j)	-0,26	0,29	0,06	-0,08	0,11	-0,10	-0,19	-0,18	-0,14	0,00	-0,17	-0,08	0,17	0,04	0,01	-0,04	-0,25	0,18	0,37	-0,40	0,73
34	Taille moyenne de l'alvéole en exploitation (m²)	-0,16	-0,28	-0,07	-0,20	0,08	-0,22	-0,22	-0,23	-0,16	0,12	-0,17	0,02	-0,04	-0,17	0,01	0,09	0,07	-0,27	-0,25	-0,17	-0,26
35	Nombre d'ouvertures de quai	-0,01	0,27	0,05	0,07	-0,03	0,05	0,03	0,02	0,01	-0,10	-0,01	-0,08	0,11	0,13	-0,09	-0,14	-0,21	0,22	0,22	-0,12	0,43
36	% OM	0,22	0,60	0,26	0,38	0,02	0,40	0,22	0,39	0,32	-0,17	0,27	0,17	0,14	0,19	0,14	-0,13	-0,34	0,60	0,69	-0,18	0,23
37	% DIB	0,18	0,06	0,33	0,19	0,32	0,00	-0,04	0,03	0,09	0,15	0,00	0,21	0,24	-0,07	0,09	-0,01	-0,14	-0,50	-0,54	0,15	-0,59
38	% Boues	0,35	0,03	0,07	0,15	-0,11	0,13	0,15	0,16	0,23	-0,04	0,11	0,14	-0,10	0,07	0,00	-0,01	-0,47	-0,36	-0,43	0,25	-0,76
39	Nombre total de plaintes	-0,24	-0,25	-0,33	-0,20	-0,32	-0,11	-0,08	-0,05	-0,19	-0,35	-0,07	-0,14	-0,30	-0,19	-0,24	-0,30	0,40	0,57	0,37	0,19	-0,03
40	Plaintes dans les 48h après une ouverture de quai	-0,24	0,12	-0,16	-0,11	-0,18	-0,01	0,04	-0,01	-0,12	-0,29	-0,02	-0,12	-0,05	-0,10	-0,13	-0,26	-0,18	0,63	0,54	0,18	0,61
41	Plaintes hors ouverture de quai	-0,14	-0,33	-0,29	-0,18	-0,27	-0,14	-0,11	-0,07	-0,16	-0,24	-0,09	-0,09	-0,32	-0,16	-0,21	-0,20	0,45	0,26	0,06	0,13	-0,42

Matrice des corrélations (2/2) :

		22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
17	Durée des mesures (j)																				
18	Température moyenne (°C)																				
19	Ecart de température jour/nuit moyen (°C)																				
20	Gel (% de temps)																				
21	Température > 30°C (% de temps)																				
22	Humidité moyenne (%)	1,00																			
23	Ecart d'humidité moyen (%)	-0,93	1,00																		
24	Humidité < 40 % (% de temps)	-0,92	0,89	1,00																	
25	Humidité entre 80 et 90 % (% de temps)	0,65	-0,68	-0,76	1,00																
26	Humidité > 90 % (% de temps)	0,93	-0,89	-0,82	0,46	1,00															
27	Pression moyenne (Hpa)	-0,22	0,12	0,39	0,03	-0,18	1,00														
28	Ecart de pression moyen (Hpa)	0,55	-0,80	-0,57	0,47	0,65	0,07	1,00													
29	Quantité de pluie tombée moyenne (mm/j)	0,60	-0,56	-0,49	0,05	0,71	-0,49	0,31	1,00												
30	Temps de pluie (% temps)	0,83	-0,87	-0,80	0,42	0,90	-0,41	0,68	0,83	1,00											
31	Vitesse de vent moyenne (m/s)	0,04	-0,26	-0,28	0,37	-0,02	-0,42	0,46	-0,02	0,28	1,00										
32	Vent passé moyen (km/j)	0,05	-0,27	-0,28	0,37	-0,02	-0,41	0,48	-0,01	0,28	1,00	1,00									
33	Tonnage enfoui (t/j)	-0,52	0,35	0,35	-0,51	-0,30	-0,06	0,05	-0,22	-0,14	0,15	0,15	1,00								
34	Taille moyenne de l'alvéole en exploitation (m²)	0,22	-0,19	-0,45	0,50	-0,06	-0,37	-0,15	-0,04	0,11	0,32	0,30	-0,16	1,00							
35	Nombre d'ouvertures de quai	-0,22	0,18	0,29	-0,51	0,05	0,13	0,22	-0,05	-0,07	-0,18	-0,18	0,53	-0,83	1,00						
36	% OM	-0,81	0,73	0,91	-0,68	-0,70	0,42	-0,38	-0,42	-0,64	-0,15	-0,15	0,37	-0,55	0,40	1,00					
37	% DIB	0,37	-0,42	-0,39	0,69	0,06	0,29	0,16	-0,26	0,03	0,16	0,16	-0,50	0,55	-0,60	-0,28	1,00				
38	% Boues	0,31	-0,29	-0,28	0,55	0,09	-0,03	0,13	-0,07	0,12	0,42	0,42	-0,56	0,13	-0,28	-0,03	0,59	1,00			
39	Nombre total de plaintes	0,01	0,32	0,14	-0,25	0,06	0,08	-0,62	0,05	-0,21	-0,81	-0,82	-0,18	-0,15	0,05	-0,03	-0,32	-0,30	1,00		
40	Plaintes dans les 48h après une ouverture de quai	-0,45	0,47	0,54	-0,63	-0,19	0,11	-0,31	0,25	-0,13	-0,48	-0,47	0,42	-0,50	0,44	0,52	-0,71	-0,54	0,40	1,00	
41	Plaintes hors ouverture de quai	0,29	0,06	-0,18	0,09	0,20	-0,01	-0,48	-0,05	-0,11	-0,58	-0,60	-0,42	0,09	-0,16	-0,31	0,04	0,05	0,85	-0,12	1,00

ANNEXE 3 : Identification des types de temps et évaluation de leur influence sur la qualité de l'air dans le cas du site anglais : présentation de la méthodologie complète (§3.2. analyse des relations entre qualité de l'air et conditions météorologiques)

Cette annexe présente toutes les étapes de la méthode utilisée pour identifier les différents types de temps sur un site et leur influence sur la qualité de l'air (nombre de plaintes recensées). L'identification des types de temps sur un site se fait en quatre étapes :

- une représentation des conditions météorologiques quotidiennes en un minimum de variables représentatives (température, pression, vent...),
- une vérification de l'absence de corrélation entre ces variables,
- la recherche du nombre de types de temps sur le site,
- l'affectation des jours dans chacun des types de temps caractérisés.

La réalisation de ces différentes étapes fait appel à plusieurs méthodes d'analyse statistique, telles que l'analyse par composantes principales et la classification hiérarchique, qui sont décrites en détail lors de l'analyse ci-dessous.

- Choix des variables météorologiques représentatives

Afin de pouvoir être comparés entre eux, les jours doivent être représentés par un minimum de variables. Les données météorologiques horaires sont donc traitées afin de diminuer le nombre de variables représentatives, tout en gardant les caractéristiques principales de chacun des jours. Les variables utilisées sont décrites ci-dessous :

- La température :

Elle est représentée par sa moyenne journalière, obtenue suivant l'équation 15, où T_i est la température mesurée à l'heure i .

$$T_{moy} = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} T_i \quad (5-1)$$

- L'humidité :

Elle est représentée par la moyenne journalière, obtenue suivant l'équation 16, où H_i est la l'humidité mesurée à l'heure i .

$$H_{moy} = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} H_i \quad (5-2)$$

- La pluie :

Elle est représentée par son cumul sur la journée, obtenue suivant l'équation 17, où Pl_i représente la quantité d'eau tombée entre l'heure $i-1$ et l'heure i .

$$Cumul_pluie = \sum_{i=1}^{24} Pl_i \quad (5-3)$$

- La couverture nuageuse :

La couverture nuageuse à un instant donné est représentée par un indice sur une échelle allant de 0 (dégagé) à 8 (couvert). La couverture quotidienne correspond à la moyenne des indices sur la journée. Elle est obtenue à partir de l'équation 18, où CN_i représente l'indice de couverture nuageuse à l'instant i .

$$CN = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} CN_i \quad (5-4)$$

- Le vent :

Um et Vm sont obtenues à partir des équations 19 et 20, où U_i et V_i représentent l'intensité du vent à l'heure i suivant les directions WE et SN.

$$Um = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} U_i \quad (5-5)$$

$$Vm = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} V_i \quad (5-6)$$

La variable $Inst$ est obtenue à partir de l'équation 21.

$$Inst = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} \sqrt{(Um - U_i)^2 + (Vm - V_i)^2} \quad (5-7)$$

La variable $DiVi$ est obtenue par l'équation 22, où $d_{(U_i;V_i)/droite}$ représente la distance euclidienne entre le point de coordonnées $(U_i;V_i)$ et la droite passant par l'origine et par $(Um;Vm)$.

$$DiVi = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} \frac{d_{(U_i;V_i)/droite}}{Inst} = \frac{1}{24} \sum_{i=1}^{24} \left[\frac{1}{Inst} \cdot \frac{\left| V_i - \left(U_i \times \frac{Vm}{Um} \right) \right|}{\sqrt{1 + \left(\frac{Vm}{Um} \right)^2}} \right] \quad (5-8)$$

Les huit variables présentées ci-dessus sont utilisées pour représenter la météorologie quotidienne sur les deux sites anglais. Une analyse par composantes principales (ACP) est maintenant proposée pour vérifier que ces variables ne sont pas corrélées. Dans le cas où deux d'entre elles sont corrélées, il est nécessaire d'en supprimer une afin de réduire encore le nombre de variables globales.

- Vérification du choix des variables (analyse par composantes principales)

Il s'agit de placer les 365 jours (individus) représentés par les 8 variables décrites ci-dessus dans un espace à 8 dimensions où les coordonnées de chaque individu sont les valeurs centrées réduites de chacune des variables. La Figure 72 montre la projection du nuage de points représentant les individus sur les deux principaux axes factoriels, qui représentent 44% de l'information. Ces axes sont choisis de manière à minimiser les écarts entre les distances initiales des points et les distances de leurs projections.

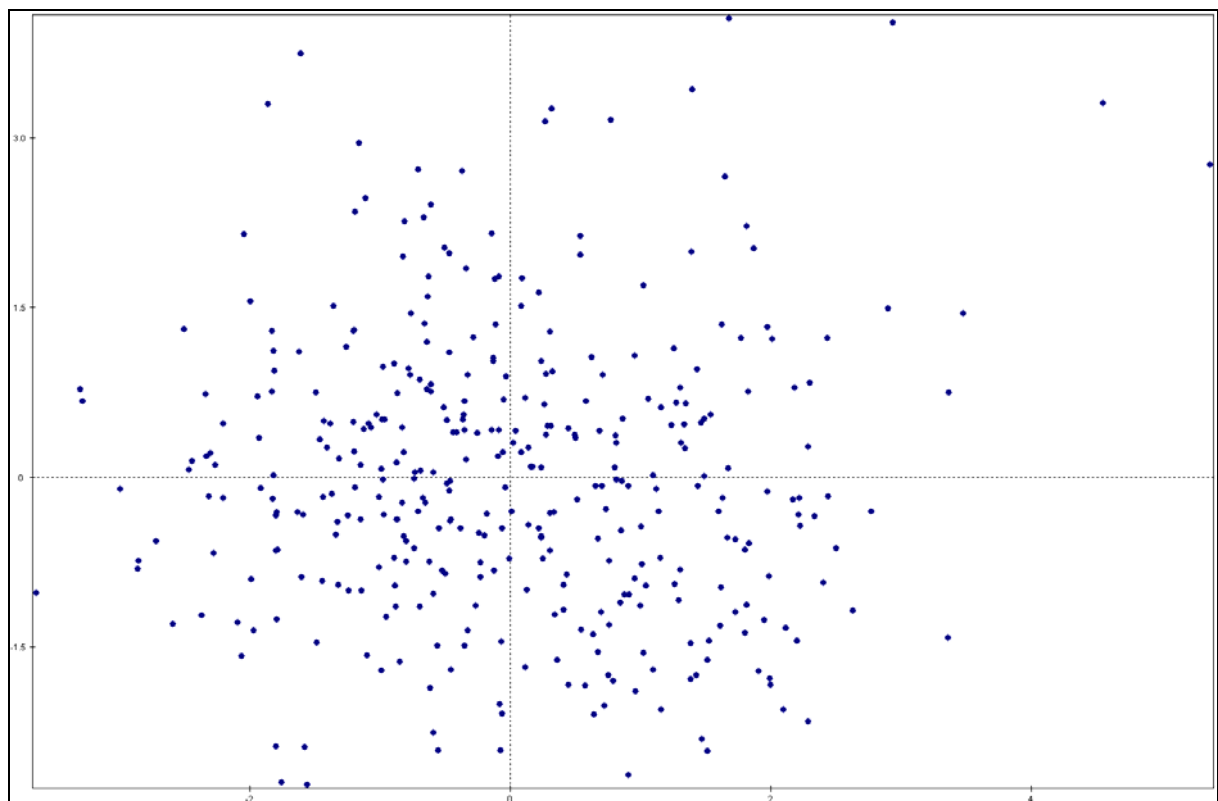


Figure 72. Projection du nuage des individus représentant les 365 jours suivant les axes factoriels 1 (24 % de l'information) et 2 (20 % de l'information)

La matrice des corrélations obtenue pour les 8 variables météorologiques (Tableau 34) ne montre pas de corrélation ou d'anti-corrélation significative entre les variables. Seule l'humidité semble légèrement corrélée à la couverture nuageuse. Cette corrélation n'étant pas forte (0,47), il paraît intéressant d'utiliser toutes les variables dans la suite de l'étude.

L'ACP est utilisée comme étape préalable à la classification pour deux raisons : d'une part, elle permet de visualiser au mieux la forme du nuage des individus (absence d'individus singuliers), et d'autre part, elle vérifie que toutes les variables choisies soient nécessaires à la classification (pas de variables linéairement dépendantes).

Tableau 34. Matrice des corrélations entre les huit variables représentant la météorologie

	Couverture nuageuse	Température moyenne (°C)	Humidité moyenne (%)	Pluie cumulée (mm)	U moyen (m/s)	V moyen (m/s)	Instabilité du vent	Type d'instabilité
Couverture nuageuse	1,00							
Température moyenne (°C)	0,02	1,00						
Humidité moyenne (%)	0,47	-0,31	1,00					
Pluie cumulée (mm)	0,21	0,02	0,33	1,00				
U moyen (m/s)	0,20	-0,14	0,37	0,05	1,00			
V moyen (m/s)	-0,08	-0,12	-0,04	-0,04	0,37	1,00		
Instabilité du vent	0,03	0,01	-0,06	0,25	-0,26	-0,17	1,00	
Type d'instabilité	-0,01	-0,04	-0,01	0,04	-0,10	0,03	0,10	1,00

- Identification du nombre de types de temps (classification hiérarchique)

La classification hiérarchique permet de définir le nombre de types de temps différents sur le site, c'est-à-dire le nombre optimal de classes qu'il est possible de faire avec ces jours. La méthode consiste à construire un arbre dans lequel les individus sont classés en fonction de leur distance les uns par rapport aux autres dans l'espace des variables. Il s'agit donc de classer les jours en fonction des similarités de leurs conditions météorologiques.

La construction de l'arbre hiérarchique se fait suivant le processus itératif suivant :

- calcul des distances euclidiennes entre les 365 individus dans l'espace des variables,
- identification des deux individus les plus proches qui sont agrégés en un nouvel élément : leur barycentre (une première partition de 364 classes est alors obtenue),
- nouveau calcul des distances et agrégation des deux individus ou éléments les plus proches (une deuxième partition de 363 classes est définie).

Ce processus est réitéré jusqu'à n'obtenir qu'une seule classe. A chaque itération, la distance entre les deux éléments agrégés est notée par un « indice de niveau ». La courbe des indices de niveau est une courbe croissante comportant des sauts lorsque deux groupes d'individus assez éloignés sont agrégés (Figure 73). Une partition de bonne qualité est obtenue lorsque l'arbre est coupé au niveau d'un saut.

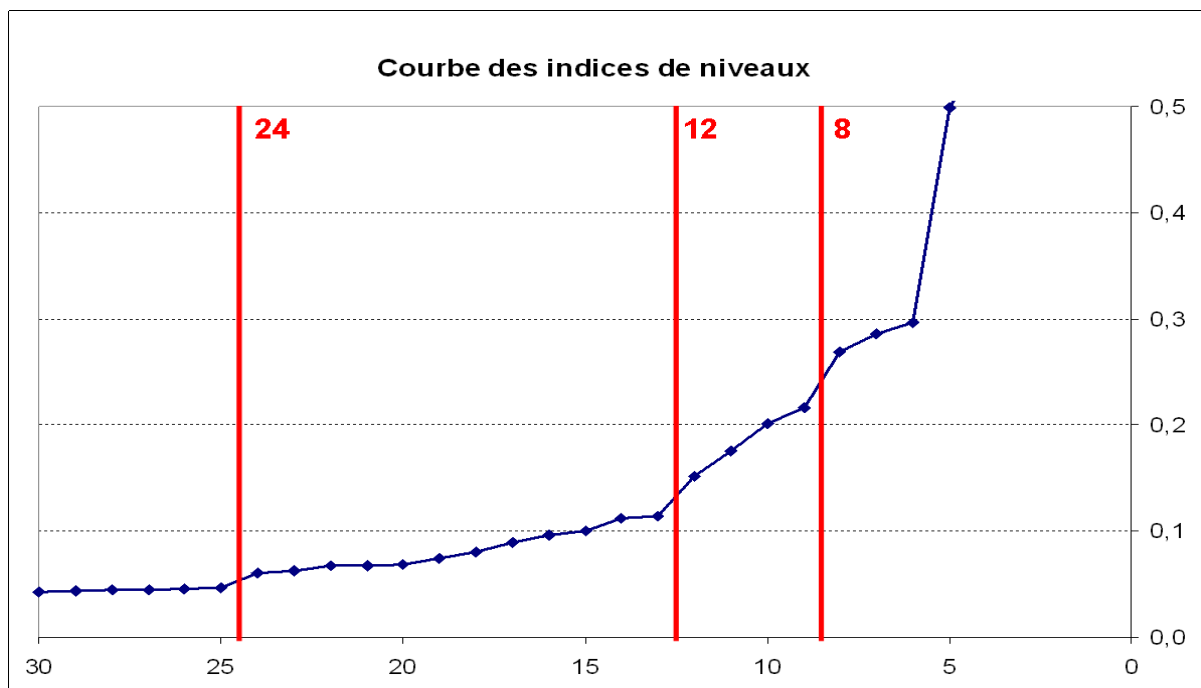


Figure 73. Courbe des indices de niveau et coupe au niveau des sauts correspondant à 8, 12 et 24 classes

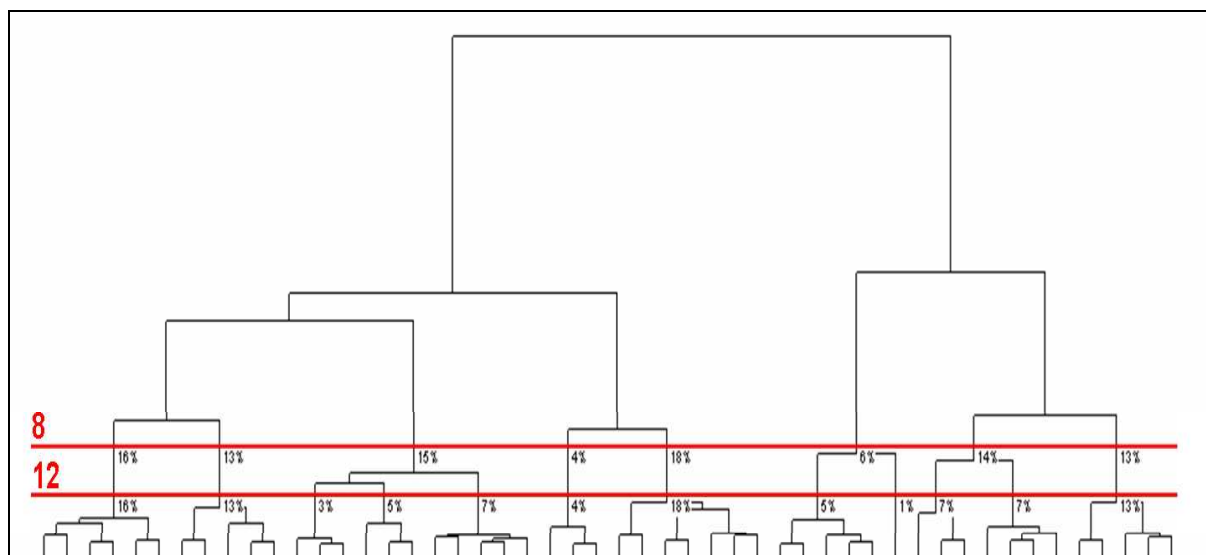


Figure 74. Haut de l'arbre hiérarchique découpé au niveau des classes 8 et 12

La courbe des indices de niveaux (Figure 73) montre des sauts au niveau de la 8^{ème}, de la 12^{ème} et de la 24^{ème} classe. Il paraît donc intéressant de regrouper les individus en 8, 12 ou 24 classes. La Figure 74 montre le sommet de l'arbre hiérarchique et sa coupe en 8 et 12 classes. Etant donné le nombre d'individus étudiés (365), il semble intéressant de les regrouper en un minimum de classes afin d'obtenir des classes avec des populations conséquentes. C'est pourquoi il a été décidé de prendre 8 classes, qui représenteront donc 8 types de temps.

La classification hiérarchique est utilisée pour choisir de manière optimale le nombre de classes. Par contre, elle n'est pas optimale pour répartir les individus dans chacune des classes. La méthode d'agrégation autour des centres mobiles est plus adaptée dans le cas d'un grand nombre d'individus.

- Répartition des individus dans les classes (agrégation autour des centres mobiles)

Cette méthode itérative permet dans un premier temps de trouver les barycentres optimaux de chacune des classes et de regrouper ensuite les individus par classe en fonction de leur distance aux barycentres.

Les 8 centres mobiles correspondant à chacune des classes sont dans un premier temps placés de manière aléatoire dans l'espace des individus. Les individus sont ensuite regroupés en classes en fonction de leurs distances aux centres mobiles : chaque individu est affecté à la classe dont le centre mobile est le plus proche. Les centres mobiles sont ensuite déplacés pour correspondre aux barycentres des classes. Les individus sont à nouveau regroupés en classes

en fonction de leurs nouvelles distances aux centres mobiles. Ces nouvelles classes induisent de nouveaux barycentres, et donc de nouveaux emplacements pour les centres mobiles. Les itérations se répètent et l'algorithme s'arrête lorsque deux itérations successives conduisent à la même partition. Une partition optimisée des individus dans chaque classe est alors obtenue (Figure 75). Chaque classe représentant un type de temps, il est alors possible d'identifier les différents types de temps sur le site et d'évaluer leur importance (effectif de la classe dans l'effectif global).

Cette méthode d'analyse statistique permet également d'identifier l'individu le plus représentatif de chaque classe (individu le plus proche du barycentre). Cet individu peut être ensuite utilisé pour représenter le type de temps associé. C'est ce qui sera fait lors de la phase de modélisation : seul le jour représentatif du type de temps sera modélisé.

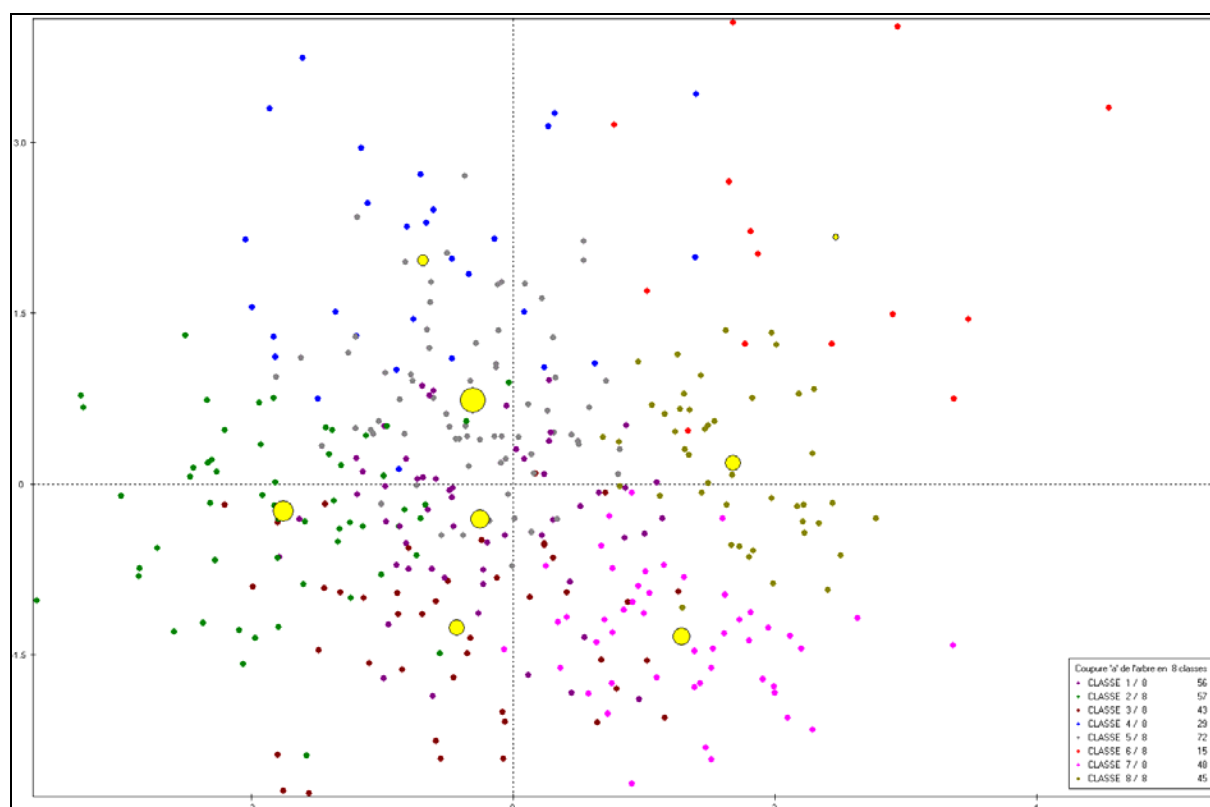


Figure 75. Définition des barycentres et répartition des individus en 8 classes (dont le barycentre est représenté par les points jaunes)

- Test statistique permettant de déterminer si qualité de l'air dans une classe est significativement différente de la qualité de l'air moyenne

L'objectif principal de cette analyse est de vérifier si la qualité de l'air dans une classe est significativement meilleure ou moins bonne que la qualité de l'air moyenne, afin de déterminer si le type de temps analysé a bien une influence sur la qualité de l'air. Pour cela, un test statistique d'hypothèses est employé. Ce test permet de déterminer si la valeur d'un paramètre (par exemple une moyenne) dans un sous-échantillon d'une population est significativement différente par rapport à sa valeur dans la population globale.

Ce test consiste à faire une hypothèse nulle H_0 et à la rejeter avec un risque α de se tromper. L'hypothèse choisie ici est « la qualité de l'air correspondant à un type de temps particulier est identique à la qualité de l'air moyenne sur l'année ». La qualité de l'air se caractérise par deux indicateurs : le risque d'avoir une plainte dans une journée et la proportion des relevés positifs. Ces indicateurs seront étudiés séparément.

La démarche complète est présentée pour l'indicateur utilisant les plaintes.

Les notations suivantes sont choisies :

- N le nombre total de jours,
- Nk le nombre de jours dans la classe k ,
- P le nombre total de jours de plaintes,
- Pk le nombre de jours de plaintes dans la classe k .

L'hypothèse H_0 peut donc s'écrire suivant l'équation 23 ci-dessous :

$$\frac{Pk}{Nk} = \frac{P}{N} \quad (5-9)$$

D'un point de vue statistique, cette hypothèse correspond au tirage au hasard sans remise de Nk individus de la population N . Cette hypothèse assure l'égalité des proportions Pk/Nk et P/N aux fluctuations aléatoires près. L'hypothèse alternative associera un nombre de Pk anormalement faible ou élevé, c'est-à-dire un nombre de plaintes important ou non dans la classe par rapport à la moyenne. Le test d'hypothèse correspondant à cette situation se caractérise par la variable aléatoire Tk , obtenue à partir de l'équation 24 (Lebart, 2000).

$$Tk = \frac{Pk - \left(Nk \times \frac{P}{N} \right)}{\sqrt{Nk \times \frac{N - Nk}{N - 1} \times \frac{P}{N} \times \left(1 - \frac{P}{N} \right)}} \quad (5-10)$$

Si H_0 est vraie, Tk suit une loi normale centrée réduite. H_0 sera alors rejetée avec un risque de 5% ou 10% de se tromper (c'est-à-dire de rejeter H_0 alors qu'elle est vraie) lorsque $|Tk| > 1,96$ ou $|Tk| > 1,65$ respectivement.

La même analyse a été effectuée à partir des relevés d'odeur en remplaçant le nombre de jours par le nombre de relevés et le nombre de plaintes par le nombre de relevés positifs.

ANNEXE 4 : Equations permettant d'obtenir les variables météorologiques (§3.2.1. Choix des variables représentatives)

Lors de l'identification des types de temps sur un site, il est nécessaire de représenter les conditions météorologiques suivant un nombre restreint de variables. Cette annexe présente les formules permettant d'obtenir ces variables.

VARIABLES LOCALES

Les données utilisées ici sont des données météorologiques mesurées à 2 mètres toutes les 30 min pendant 3 ans par une station météorologique implantée sur le site. Elles contiennent :

- l'humidité,
- la pression atmosphérique,
- la température,
- les précipitations, et
- la vitesse et la direction du vent.

Ces conditions météorologiques sont représentées par 9 variables décrites ci-dessous.

- La température :

Elle est représentée par deux variables : la moyenne sur la journée (équation 25, où T_i est la température mesurée à l'instant i) et la différence entre le minimum et le maximum mesurés sur la journée (équation 26). La deuxième variable a été ajoutée car il semble important de connaître les écarts jour/nuit qui peuvent être très variables d'un jour à l'autre et qui peuvent avoir un impact significatif sur la formation des odeurs (une différence importante est synonyme de beau temps et donc de vents locaux importants). Cette variable est utilisée en remplacement de la couverture nuageuse, non mesurée sur ce site.

$$T_{moy} = \frac{1}{48} \sum_{i=1}^{48} T_i \quad (5-11)$$

$$T_{dif} = \max(T_i) - \min(T_i) \quad (5-12)$$

- La pression :

Elle est représentée par la moyenne sur la journée (équation 27) où P_i est la pression mesurée à l'instant i).

$$P_{moy} = \frac{1}{48} \sum_{i=1}^{48} P_i \quad (5-13)$$

- L'humidité :

Comme dans l'annexe 3, elle est représentée par sa moyenne sur la journée.

- La pluie :

Comme dans l'annexe 3, elle est représentée par le cumul de précipitations sur la journée.

- Le vent :

Comme dans l'annexe 3, il est représenté par les variables Um , Vm , $Inst$ et $DiVi$ qui décrivent sa direction principale et sa stabilité pendant la journée.

L'analyse de la matrice des corrélations sur ces 9 variables ne montre pas de bonnes corrélations : seule l'humidité est légèrement anti-corrélée à la température (-0,55 avec $Tmoy$ et -0,65 avec $Tdif$), ainsi que les deux variables décrivant la température (0,53). Toutes les autres corrélations ou anti-corrélations sont inférieures à 0,40. Toutes les variables seront donc utilisées pour la classification hiérarchique.

VARIABLES REGIONALES

Le vent :

Il est représenté par 4 variables : les vitesses moyennes suivant les directions sud-nord et ouest-est pour les deux altitudes. Ces dernières sont données par les équations 28, 29, 30 et 31, où U_{x-y} et V_{x-y} correspondent aux composantes suivant les directions ouest-est et sud-nord du vecteur 'vitesse du vent' mesuré au temps x à l'altitude correspondant au niveau de pression y . La mesure effectuée à 12 heures est comptée deux fois afin d'équilibrer le nombre de mesures diurnes par rapport aux mesures nocturnes.

$$U_{moy-850} = \frac{U_{0h-850} + 2 \times U_{12h-850} + U_{24h-850}}{4} \quad (5-14)$$

$$U_{moy-500} = \frac{U_{0h-500} + 2 \times U_{12h-500} + U_{24h-500}}{4} \quad (5-15)$$

$$V_{moy-850} = \frac{V_{0h-850} + 2 \times V_{12h-850} + V_{24h-850}}{4} \quad (5-16)$$

$$V_{moy-500} = \frac{V_{0h-500} + 2 \times V_{12h-500} + V_{24h-500}}{4} \quad (5-17)$$

- Le risque de précipitations :

Le risque de précipitations peut s'évaluer en comparant la température mesurée dans l'atmosphère à la température du point de rosée : une température de l'atmosphère égale à la température du point de rosée est synonyme de pluie, donc une différence faible engendre un risque d'avoir des épisodes pluvieux élevé. Le risque est représenté par 2 variables qui correspondent aux moyennes pour chaque altitude. Ces variables sont décrites par les équations 33 et 34, où TA_{x-y} et TPR_{x-y} sont respectivement les températures de l'atmosphère et du point de rosée mesurées au temps x à l'altitude correspondant au niveau de pression y .

$$R_{moy-850} = \frac{(TA_{0h-850} - TPR_{0h-850}) + 2 \times (TA_{12h-850} - TPR_{12h-850}) + (TA_{24h-850} - TPR_{24h-850})}{4} \quad (5-18)$$

$$R_{moy-500} = \frac{(TA_{0h-500} - TPR_{0h-500}) + 2 \times (TA_{12h-500} - TPR_{12h-500}) + (TA_{24h-500} - TPR_{24h-500})}{4} \quad (5-19)$$

- La stabilité de l'atmosphère :

La stabilité de l'atmosphère est généralement associée au gradient thermique. Il s'agit donc de décrire le gradient thermique entre 1 500 et 5 000 m d'altitude. Pour cela, deux variables sont utilisées : le gradient moyen et l'écart maximal entre la température mesurée et la température correspondant au gradient moyen pour la même altitude. Ce dernier paramètre, schématisé dans la Figure 23, a pour but d'évaluer le risque d'inversion thermique (phénomène limitant la dispersion des polluants) : plus l'écart est grand, plus le risque d'inversion est élevé. Les équations 34 et 35 permettent d'obtenir ces deux variables, avec $Alti_P$ l'altitude correspondant à la pression P et TA_P la température mesurée à cette altitude.

$$GM = \frac{TA_{850} - TA_{500}}{Alti_{850} - Alti_{500}} \quad (5-20)$$

$$Ecart = \max(TA_P - TGM_P) \text{ avec } 500 \leq P \leq 850 \quad (5-21)$$

TGM_P est la température correspondant au gradient moyen pour la pression P . Elle est donnée par l'équation 36.

$$TGM_P = GM \times (Alti_P - Alti_{850}) + TA_{850} \quad (5-22)$$

Les gradients à 0h, 12h et 24h ont été étudiés. Ceci fait un total de 6 variables pour définir la stabilité de l'atmosphère.

ANNEXE 5 : Equations de la dynamique de l'atmosphère (§5.1. Présentation de différents types de modèles existants et choix du modèle ARPS)

Cette annexe décrit les phénomènes physiques représentés par les modèles météorologiques et les équations de la dynamique de l'atmosphère associées.

Les équations de la dynamique de l'atmosphère sont basées sur les principes de conservation :

- de la masse,
- de l'énergie, et
- de la quantité de mouvement.

On considère aussi l'équation d'état des gaz parfaits et une équation de conservation d'un scalaire (humidité, température, scalaire passif...). Les équations qui représentent ces principes sont données ci-dessous (Machado Da Silva, 1998).

- **Equation d'état des gaz parfaits dans le cas d'une transformation adiabatique sèche**

Pour la couche limite atmosphérique, la température potentielle (θ) d'un gaz à la pression (P) et à la température (T) est obtenue à partir de l'équation d'état des gaz parfaits. Elle est donnée par l'équation suivante (37):

$$\theta = T \left(\frac{P}{P_0} \right)^{-\frac{R}{C_p}} \quad (5-23)$$

- **Equation de conservation d'un scalaire**

L'équation de conservation d'un scalaire (Sc_i) peut être appliquée à l'évolution d'un scalaire passif, à la température ou à différentes phases de l'humidité, et on l'exprime par l'équation 38.

$$\frac{dSc_i}{dt} = S_{Sc_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(k_{ii} \frac{\partial Sc_i}{\partial x_i} \right) \quad (5-24)$$

Le terme S_{Sc_i} contient les termes sources ou puits.

Le terme de diffusion moléculaire n'est pas pris en compte.

Les coefficients k_{ii} sont les coefficients de diffusion turbulente.

- **Equation de conservation de la masse**

En l'absence de puits ou de sources dans l'atmosphère, le principe de conservation de la masse s'exprime à partir de l'équation de continuité. Celle-ci, exprimée en fonction de la pression et combinée à l'équation des gaz parfaits, donne l'équation 39 :

$$\frac{dP}{dt} = \rho c^2 \left[\frac{1}{\theta} \frac{d\theta}{dt} - \frac{\partial U_j}{\partial x_j} \right] \quad (5-25)$$

- **Equation de conservation de la quantité de mouvement**

La seconde loi de Newton traduit l'action de forces agissant sur une particule \vec{F} à partir de la vitesse \vec{U} à travers la relation 40 :

$$\vec{F} = m \frac{d\vec{U}}{dt} \quad (5-26)$$

Les forces qui agissent sur les particules dans l'atmosphère sont :

- les forces volumiques : forces de gravité et de Coriolis,
- les forces surfaciques : forces de pression et de cisaillement.

On peut déduire l'équation de conservation de la quantité de mouvement à partir de l'expression de ces quatre forces. On obtient l'équation 41 :

$$\rho \frac{d\vec{U}}{dt} = -\vec{\nabla} P + \rho \vec{g} - 2\rho \vec{\Omega}_t \wedge \vec{U} + \mu \vec{\nabla} S_{ij} \quad (5-27)$$

- **Equation de conservation de l'énergie**

La première loi de la thermodynamique décrit la conservation de l'énergie, et à partir de l'équation thermodynamique de l'énergie interne, on peut déduire l'équation 42 :

$$\rho \frac{de_{\text{int}}}{dt} = \underbrace{-P \vec{\nabla} \cdot \vec{U}}_I + \underbrace{\mu_\theta \nabla^2 T}_{II} + \underbrace{\varepsilon}_{III} + \underbrace{\frac{\partial Q}{\partial t}}_{IV} \quad (5-28)$$

Les termes de dissipation moléculaire d'énergie cinétique (*III*) et de rayonnement (*IV*) sont négligeables par rapport aux termes de compression/détente adiabatique (*I*) et de conduction moléculaire (*II*). L'air peut également être considéré comme un gaz parfait. En introduisant ces simplifications dans l'équation ci-dessus, on obtient l'équation thermodynamique 43 :

$$\rho C_v \frac{dT}{dt} = -P \vec{\nabla} \cdot \vec{U} + \mu_\theta \nabla^2 T \quad (5-29)$$

ANNEXE 6 : Résultats de ARPS en utilisant les domaines emboîtés (Chemel, 2005)

(§5.1.3. Première validation de ARPS : évaluation de la modélisation des conditions météorologiques sur le site français)

Cette annexe présente les résultats obtenus par Chemel (2005) sur le même site et la même période, mais en utilisant une simulation sur des domaines emboîtés. L'objectif est de montrer les capacités du modèle à représenter les conditions météorologiques sur le relief étudié.

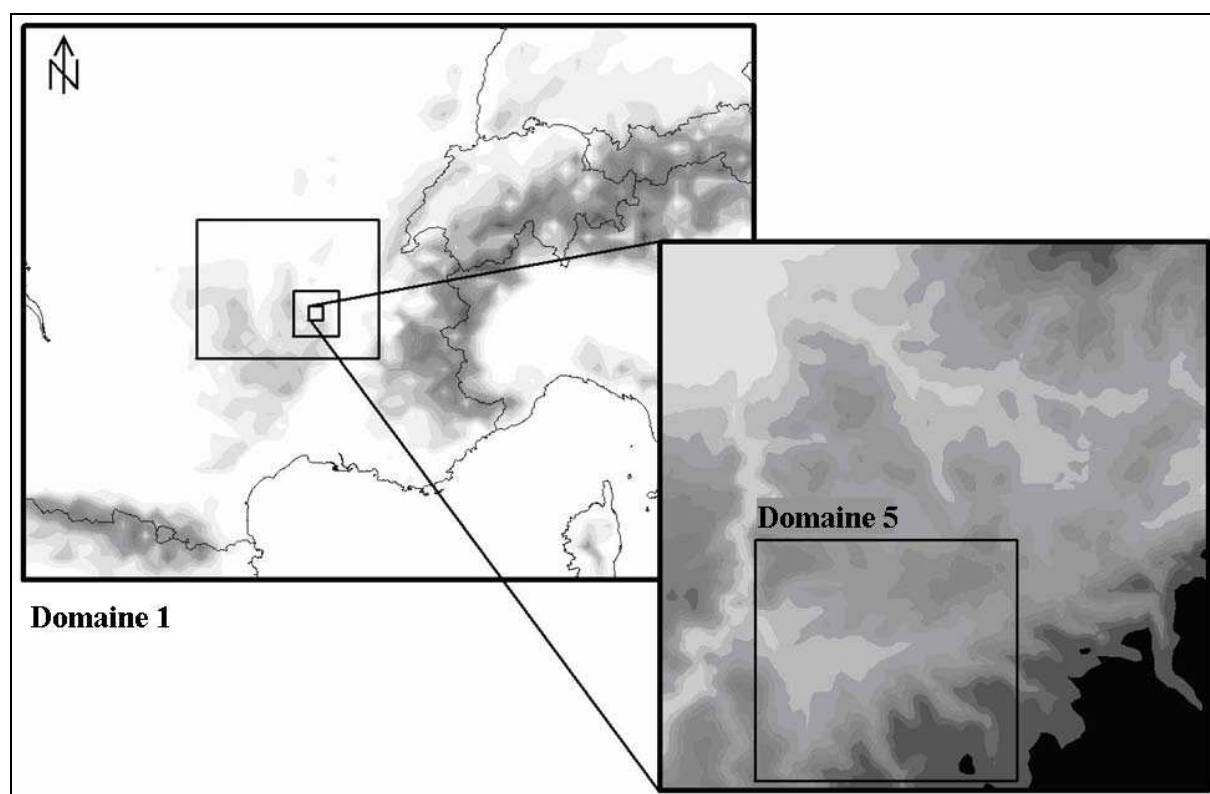


Figure 76. Emboitement des domaines

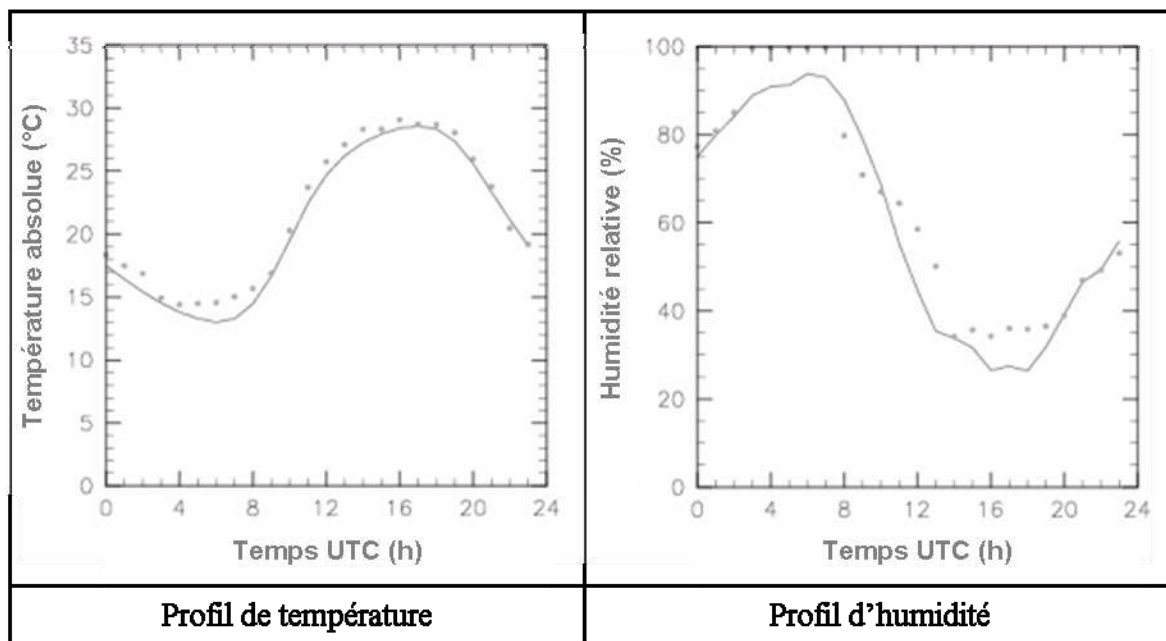


Figure 77. Comparaison des profils de température et d'humidité sur 24 heures mesurés (pointillés) et simulés (ligne pleine)

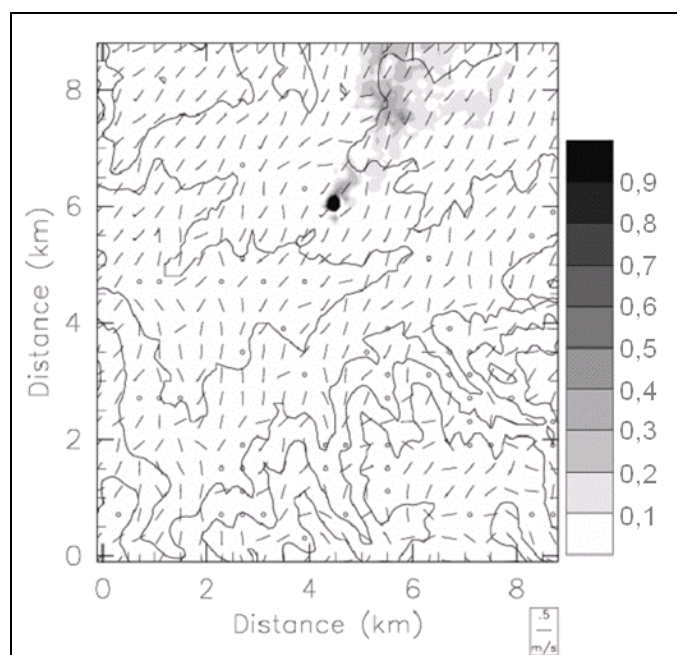


Figure 78. Panache de concentration obtenu à partir des domaines emboîtés le 17 août 2002 à 9h00 UTC

ANNEXE 7 : Fichiers d'entrée du modèle ARPS (§5.2. Modélisation du type de temps anticyclonique estival avec ARPS)

Cette annexe présente les fichiers d'entrée du modèle ARPS et les paramètres introduits dans le modèle pour la simulation du type de temps estival.

FICHIER ARPS.INPUT (paramètres d'entrée de ARPS) :

```
c #####
c #####
c #####
c #####          INPUT FILE FOR ARPS IN NAMELIST FORMAT          #####
c #####
c #####          Developed by          #####
c #####          Center for Analysis and Prediction of Storms      #####
c #####          University of Oklahoma          #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c #####
c#####

&jobname
  runname = 'Ete00 EMSE, ARPS Version 4.5.2, snd, U=V=0',
&END

c#####

&model_configuration
  runmod = 1,
&END

c#####

&initialization
  initime = '2002-08-16.00:00:00',
  initopt = 1,
  timeopt = 0,

  pt0opt = 2,
  ptpert0 = 0.1,
  pt0radx = 100.0,
  pt0radz = 100.0,
  pt0radz = 30.0,
  pt0ctrx = 1000.0,
  pt0ctry = 1000.0,
  pt0ctrz = 15.0,

  rstinf = ''
  inifmt = 1,
  inifile = '',
  inigbf = '',

  inibasopt = 1,
  vinipt = 1,
  ubar0 = 0.0,
  vbar0 = 0.0,
  sndfile = 'sondage.input',

  soilinitopt = 0,
  soilintv = 1800.0,
&END

c#####

&terrain
  ternopt = 2,
  mntopt = 1,
  hmount = 1000.000,
  mntwidx = 1000.000,
  mntwidy = 10000.000,
  mntctrx = 2625.000,
  mntctry = 2625.000,
  terndta = 'altitude.dat',
&END

c#####
```

```

&grid
  dx      = 100.000,
  dy      = 100.000,
  dz      = 300.000,
  strhopt = 2,
  dzmin   = 20.000,
  zreftsc = 440.0,
  dlayer1 = 220.0,
  dlayer2 = 9000.0,
  strhtune = 1.2,
  zflat   = 9000.0,
  ctrlat  = 45.404,
  ctrlon  = 4.308,
&END

c#####

&projection
  mapproj = 0,
  trulat1 = 45.5,
  trulat2 = 45.5,
  trulon  = 4.3,
  sclfct  = 1.0,

  mpfctopt = 1,
  mptrmopt = 1,
  maptest  = 0,
&END

c#####

&timestep
  dtbig = 1.0,
  tstart = 0,
  tstop  = 172800,
&END

c#####

&acoustic_wave
  vimplt = 1,
  tcoef  = 0.6,

  csopt  = 1,
  csfactr = 0.5,
  csound = 150.0,

  ptsmlstp = 0,
  dtssl    = 0.1,
&END

c#####

&equation_formulation
  buoyopt = 1,
  buoy2nd = 1,
  rhoftopt = 1,
  bsnesq   = 0,
  peqopt   = 1,
&END

c#####

&numerics
  madvopt = 3,
  sadvopt = 3,
  fctorderopt = 2,
  fctadvptprt = 1,
&END

c#####

&boundary_condition_options
  lbcopt = 1,
  wbc    = 4,
  ebc    = 4,
  sbc    = 4,
  nbc    = 4,
  c_phase = 300.0,
  rlxlbc = 0.5,
  rbcopt = 3,

  tbc    = 1,
  fftopt = 2,
  bbc    = 1,

```

```

    pdetrnd = 0,
&END

c#####

    &coriolis_force
        coriopt = 1,
        coriotrm = 1,
    &END

c#####

    &turbulence
        tmixopt = 4,
        trbisotp = 1,
        tkeopt = 1,
        tmixcst = 0.0,
        tmixvert = 0,
        prantl = 1.0,

        trbvimp = 0,
        alfcoef = 0.25,

        kmlimit = 1.0,
    &END

c#####

    &computational_mixing
        cmix2nd = 0,
        cfc2h = 0.0,
        cfc2v = 4.0e-4,

        cmix4th = 1,
        cfc4h = 5.0e-4,
        cfc4v = 5.0e-4,

        scmxfctr = 1.0,
    &END

c#####

    &divergence_damping
        divdmp = 1,
        divdmpndh = 0.05,
        divdmpndv = 0.05,
    &END

c#####

    &rayleigh_damping
        raydmp = 1,
        cfrdmp = 0.05,
        zbrdmp = 6500.0,
    &END

c#####

    &asselin_time_filter
        fltpeps = 0.05,
    &END

c#####

    &microphysics
        moist = 1,
        mphyopt = 0,

        cnvctopt = 0,
        kffbfct = 0.0,
        wclpbs = 0.005,
        confrq = 600.0,
        qpfgfrq = 120.0,
        idownd = 1,
    &END

c#####

    &radiation
        radopt = 1,
        radstgr = 1,
        rlwopt = 1,
        dtrad = 600.0,
        raddiag = 0,
    &END

```



```

c#####

&surface_physics
  sfcphy   = 4,
  landwtr  = 0,
  cdhwtropt= 0,
  cdmlnd   = 3.0e-3,
  cdmwtr   = 1.0e-3,
  cdhlnd   = 3.0e-3,
  cdhwtr   = 1.0e-3,
  cdqlnd   = 2.1e-3,
  cdqwtr   = 0.7e-3,

  pbldopt  = 0,
  pbldpth0 = 1400.0,
  lsc1pb10 = 0.25,

  tqflxdis = 0,
  dtqflxdis= 200.0,

  smthflx  = 0,
  numsmth  = 1,

  sfcdiag  = 0,
&END

c#####

&soil_ebm
  sfcdat   = 2,
  styp     = 3,
  vtyp     = 2,
  lai0     = 0.31,
  roufns0  = 0.05,
  veg0     = 0.3,

  sfcdtfl  = 'terrain.dat',

  soilinit = 1,
  ptslnd0  = 277.0,
  ptswtr0  = 277.0,
  tsoil0   = 277.0,
  wetsfc0  = 0.70,
  wetdp0   = 0.70,
  wetcanp0 = 0.70,
  snowdpth0 = 0.0,
  tsprt    = 0.0,
  t2prt    = 0.0,
  wgrat    = 0.7,
  w2rat    = 0.7,

  soilinfl = 'may20.soilinit',

  dtsfc    = 1.0,
&END

c#####

&grdtrans
  cltkopt  = 0,
  tceltrk  = 120.0,
  tcrestr  = 1800.0,

  grdtrns  = 0,
  chkdpth  = 2500.0,
  twindow  = 300.0,

  umove    = 0.0,
  vmove    = 0.0,
&END

c#####

&history_dump
  hdmpopt  = 1,
  hdmpfmt  = 1,
  grbpkbit = 16,

  thisdmp  = 900.,
  tstrtdmp = 3600.,

  numhdmp  = 3,
  hdmp1im  = 0.,
  hdmp2im  = 3600.,
  hdmp3im  = 7200.,
&END

```

```

c#####

&output
  dirname = './RESULTATS',
  filcmprs = 0,
  readyfl = 0,

  basout = 1,
  grdout = 0,
  varout = 1,
  mstout = 1,
  iceout = 0,
  tkeout = 1,
  trbout = 1,
  rainout = 0,
  sfcout = 1,
  landout = 0,
  prcout = 0,
  radout = 1,
  flxout = 1,

  exbcdmp = 0,
  extdadmp = 0,
  qcexout = 0,
  grexout = 0,
  qlxout = 0,
  qsexout = 0,
  qhexout = 0,

  tfmtprt = 900.0,
  trstout = 3600.0,
  tmaxmin = 60.0,
  tenergy = 300.0,

  imgopt = 0,
  timgdmp = 60.0,

  pltopt = 0,
  tplots = 600.0,
&END

c#####

&debug
  lvldbg = 0,
&END

c#####
c
c End of input file
c
c#####

```

FICHIER SCAL.DAT (définition de l'émission du traceur) :

```

1
0
0
0
1800
3
3
3
3
3
3
3
1      86400   90000
1      90000   93600
1      93600   97200
1      97200  100800
1     100800  104400
1     104400  108000
1     108000  111600
1     111600  115200
1     115200  118800
1     118800  122400
1     122400  126000
1     126000  129600
1     129600  133200
1     133200  136800

```

1	136800	140400					
1	140400	144000					
1	144000	147600					
1	147600	151200					
1	151200	154800					
1	154800	158400					
1	158400	162000					
1	162000	165600					
1	165600	169200					
1	169200	172800					
0	0	0					
1	47	47	70	70	2	2	0.0735
1	47	47	70	70	2	2	0.0490
1	47	47	70	70	2	2	0.0390
1	47	47	70	70	2	2	0.0107
1	47	47	70	70	2	2	0.0082
1	47	47	70	70	2	2	0.0702
1	47	47	70	70	2	2	0.0740
1	47	47	70	70	2	2	0.0999
1	47	47	70	70	2	2	0.1550
1	47	47	70	70	2	2	0.3060
1	47	47	70	70	2	2	0.5339
1	47	47	70	70	2	2	0.7537
1	47	47	70	70	2	2	0.9232
1	47	47	70	70	2	2	0.6034
1	47	47	70	70	2	2	0.4979
1	47	47	70	70	2	2	0.2697
1	47	47	70	70	2	2	0.2471
1	47	47	70	70	2	2	0.3006
1	47	47	70	70	2	2	0.1376
1	47	47	70	70	2	2	0.0972
1	47	47	70	70	2	2	0.1227
1	47	47	70	70	2	2	0.1819
1	47	47	70	70	2	2	0.1674
1	47	47	70	70	2	2	0.0935

FICHER SONDAGE.SND (initialisation à partir d'un radiosondage) :

```

1-D Sounding Input for ARPS
Satrod experiment
00:00:00 UTC
17 Aug, 2002
Lyon Satolas
'height' 'potential temperature' 'relative humidity' 'UV'
440.0 953e2
21
      ZSND      PTSND      RHSND      USND      VSND
9025.00000 326.3000 0.9100000 0.0000 0.0000
7832.00000 323.4000 0.7300000 0.0000 0.0000
7756.00000 323.1000 0.6300000 0.0000 0.0000
7460.00000 322.3000 0.3500000 0.0000 0.0000
7157.00000 321.6000 0.7000000 0.0000 0.0000
6252.00000 319.0000 0.8000000 0.0000 0.0000
4722.00000 312.8000 0.2700000 0.0000 0.0000
3435.00000 309.3000 0.1700000 0.0000 0.0000
3151.00000 308.4000 0.3300000 0.0000 0.0000
3001.00000 307.9000 0.3900000 0.0000 0.0000
2762.00000 307.1000 0.1800000 0.0000 0.0000
2662.00000 305.0000 0.6600000 0.0000 0.0000
2563.00000 305.0000 0.3400000 0.0000 0.0000
2080.00000 304.2000 0.7600000 0.0000 0.0000
1758.00000 303.9000 0.5800000 0.0000 0.0000
1536.00000 303.7000 0.4800000 0.0000 0.0000
1162.00000 303.3000 0.2600000 0.0000 0.0000
847.00000 301.6000 0.6000000 0.0000 0.0000
809.00000 301.4000 0.6000000 0.0000 0.0000
570.00000 300.0000 0.6900000 0.0000 0.0000
440.00000 299.3000 0.6900000 0.0000 0.0000

```

ANNEXE 8 : Fichiers d'entrée du modèle ADMS (§5.4. Comparaison du modèle ARPS avec le modèle gaussien ADMS)

Cette annexe présente le fichier d'entrée du modèle ADMS et les paramètres introduits dans le modèle pour la simulation du type de temps estival.

Fichier des données météorologiques :

VARIABLES:

9

YEAR

TDAY

THOUR

U

PHI

T0C

RHUM

P

CL

DATA:

2002,	199,	0,	0,	140,	16.2,	73,	0,	0
2002,	199,	1,	0,	0,	15.1,	78,	0,	0
2002,	199,	2,	0,	0,	14.3,	81,	0,	0
2002,	199,	3,	0,	0,	13.6,	84,	0,	0
2002,	199,	4,	1,	30,	13.8,	84,	0,	0
2002,	199,	5,	1,	30,	13.6,	84,	0,	0
2002,	199,	6,	1,	30,	15,	78,	0,	0
2002,	199,	7,	1,	40,	16.8,	71,	0,	0
2002,	199,	8,	1,	50,	20.3,	62,	0,	0
2002,	199,	9,	1,	90,	24,	52,	0,	0
2002,	199,	10,	1,	30,	27.1,	41,	0,	0
2002,	199,	11,	2,	150,	27.8,	37,	0,	0
2002,	199,	12,	1,	170,	29.8,	32,	0,	0
2002,	199,	13,	2,	150,	29.8,	31,	0,	0
2002,	199,	14,	3,	210,	30,	32,	0,	0
2002,	199,	15,	2,	220,	30.3,	31,	0,	0
2002,	199,	16,	3,	220,	29.3,	32,	0,	0
2002,	199,	17,	4,	230,	28.7,	33,	0,	0
2002,	199,	18,	2,	240,	27.4,	38,	0,	0
2002,	199,	19,	2,	20,	24.9,	44,	0,	0
2002,	199,	20,	0,	0,	23.4,	49,	0,	0
2002,	199,	21,	0,	310,	22.9,	50,	0,	0
2002,	199,	22,	1,	320,	22.6,	49,	0,	0
2002,	199,	23,	0,	320,	21.3,	55,	0,	0

**Ecole Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Etienne**

N° d'ordre : 473 SGE

Author: Caroline Riesenmey

Title: Assessment of the impact of a municipal solid waste landfill site on the air quality in surrounding communities: approach using statistical analysis and determinist modelling

Speciality: Sciences & Engineering for the Environment

Key words: air quality, odour, landfill, area emission, dispersion, population exposure.

Summary:

Municipal Solid Waste (MSW) landfills may lead to strong impacts on air quality in surrounding communities. However these impacts remain difficult to assess with tools that are commonly used to study air pollution. It could be explained by specificities peculiar to MSW landfills: the source (area, passive, sometimes located in a complex terrain ...), the type of pollution (odour) and the scale in space and time of the phenomenon (short peaks of pollution located closed to the source).

After having highlighted links between meteorological conditions and air quality, three tools have been successively developed and tested to assess this pollution:

- A wind tunnel to quantify emissions: the principal disadvantage of this tool currently used is the strong dependence of the results with conditions of measurements and hood shape. A model using Fluent software has been created to simulate soil/air exchanges and flows inside different hood shapes in order to assess the reliability of the measurements depending of the type of tunnel.
- A dispersion model: the full meteorological model ARPS (Advanced Regional Prediction System) was coupled to an eulerian dispersion model in order to simulate local meteorology and pollutants dispersion with a high resolution (100 m). The model was tested and validated on a landfill site located in a complex terrain for weather conditions favourable to pollution events.
- A tool to quantify population exposure: this tool uses Geographical Information System (GIS) software to assess population exposure by superimposition of maps of pollution plume (obtained from the second step) and maps of population density.

The global method composed by the previous steps leads to an accurate assessment of population exposure to MSW landfill sites: it takes into account meteorological conditions and long-term modification of the terrain.

**Ecole Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Etienne**

N° d'ordre : 473 SGE

Auteur : Caroline Riesenmey

Titre de la thèse : Evaluation de l'impact d'un centre de stockage de déchets sur la qualité de l'air : approche par méthodes statistiques et modélisation déterministe

Spécialité : Sciences et Génie de l'Environnement

Mots clefs : qualité de l'air, odeur, CSD, émission surfacique, dispersion, exposition.

Résumé :

Les Centres de Stockage de Déchets (CSD) ménagers et assimilés peuvent avoir des impacts importants sur la qualité de l'air à proximité. Cependant, ces impacts restent difficiles à évaluer avec les outils classiquement utilisés en pollution de l'air. Ceci est dû à différentes particularités propres aux CSD : la source d'émission (surfacique, passive, située parfois dans une zone en relief, ...), le type de pollution (olfactive) et l'échelle spatio-temporelle du phénomène (pics de pollution relativement courts et ne touchant qu'une zone restreinte autour du site).

Après une mise en évidence des liens entre les conditions météorologiques et la qualité de l'air, trois types d'outils ont été élaborés et testés successivement afin d'évaluer cette pollution :

- Un tunnel de vent pour quantifier les émissions : le principal inconvénient de cet outil couramment utilisé est la forte dépendance des résultats aux conditions de mesure et au type de tunnel utilisé. Une modélisation, avec le logiciel Fluent, des échanges sol / air et des écoulements dans différents types de tunnel permet d'évaluer l'incertitude de la mesure liée à l'utilisation du tunnel.
- Un modèle de dispersion : le modèle météorologique à très fine échelle ARPS (Advanced Regional Prediction System) a été couplé à un modèle de dispersion eulérien afin de représenter la météorologie locale sur le site et la dispersion des polluants avec une résolution fine (100 m). Le modèle a été testé et validé sur un CSD situé dans une zone présentant un relief important pour des conditions météorologiques particulièrement favorables aux épisodes de pollution.
- Un outil de quantification de l'exposition des populations : Il s'agit d'un outil SIG (Systèmes d'Information Géographique) permettant d'évaluer l'exposition par superposition des cartes de panache (obtenues dans la deuxième étape) avec des cartes de densité de population afin d'obtenir des cartes d'exposition.

L'ensemble de la chaîne présentée ci-dessus permet d'évaluer avec précision l'exposition d'une population aux émissions d'un CSD en tenant compte des conditions météorologiques et des modifications du relief à long terme liées au stockage des déchets.